

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Rapportnummer: 0-83035
Undernummer:
Løpenummer: 1661
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Ammonium som forurensningsparameter VA 15/84	Dato: 27. august 1984
Forfatter(e): Kim Wedum	Prosjektnummer: 0-83035
	Faggruppe: Miljøteknikk
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 54

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn, SFT	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

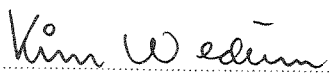
Ekstrakt:

Det er gjennomført et prosjekt for å kartlegge om ammonium kan brukes som forurensningsparameter. Resultatene viser at det er mulig å foreta hyp-pige feltmålinger av ammoniumkonsentrasjonen i avløpsvann, og at ammonium viser ganske bra samsvar med andre parametre som total fosfor og total nitrogen. Målinger av vanntemperatur har gitt lovende resultater, og indikerer at temperatur kan bli en verdifull parameter ved måling av forurensningsmengder i avløpsnett.

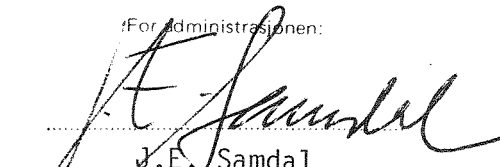
4 emneord, norske:
1. Ammonium
2. Avløpsvann
3. Avløpsnett
4. Temperaturmålinger
VA 15/84

4 emneord, engelske:
1. Ammonium
2. Wastewater
3. Sewer systems
4. Temperature measurements

Prosjektleder:


Kim Wedum
Divisjonssjef:

For administrasjonen:


J.E. Samdal



ISBN 82-577-0835-6

Lars N. Overrein

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
OSLO

0-83035

AMMONIUM SOM FORURENSNINGSPARAMETER

Oslo, mai 1984

Saksbehandler:
Kim Wedum

Medarbeidere:
Binger Bjerken
Erik Bjerkes
Harry Efraimsen
Terje Hopen
Håvard Hovind
Egil Iversen
Oddbjørn Pettersen
Arne Veidel

F O R O R D

Dette prosjektet er finasiert av Statens forurensningstilsyn, SFT. Utforming og gjennomføring av prosjektet er diskutert i en prosjektgruppe bestående av:

Avd.ing. Simon Haraldsen, SFT

O.ing. Nils A. Saltveit, Oslo vann- og kloakkvesen

Avd.ing. Tallak Moland, Oslo vann- og kloakkvesen.

Jeg takker prosjektgruppen for godt samarbeid.

Oslo, mars 1984

Kim Wedum

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	Side:
FORORD	3
SAMMENDRAG	6
1. INNLEDNING	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Målsetting	10
1.3 Gjennomføring	10
2. AMMONIUM OG AMMONIAKK I KOMMUNALT AVLØPSVANN	12
2.1 Biokjemi	12
2.2 Kjemi	13
2.3 Mengder i kommunalt avløpsvann	15
2.4 Betydning av fysiske, kjemiske og biologiske forhold	16
2.4.1 Generelt	16
2.4.2 Fysisk/kjemiske forhold	16
2.4.3 Biologiske forhold - nitrogensyklusen	17
3. KONTINUERLIG MÅLING AV AMMONIUM	21
3.1 Innledning	21
3.2 Måleutstyr	21
3.2.1 Oppbygging	21
3.2.2 Virkemåte	23
3.2.3 Ionselektiv elektrode	24
3.3 Resultater	26
3.3.1 Driftserfaringer	26
3.3.2 Måleresultater	28
3.4 Diskusjon	29
3.5 Konklusjon	30
4. AMMONIUM SOM FORURENSNINGSPARAMETER	32
4.1 Innledning	32
4.2 Konsentrasjon av ammonium som funksjon av avløps- vannets alder	32
4.3 Analysetidspunktets betydning	35
4.4 Timevariasjoner for ammonium og total fosfor	37
4.5 Døgnvariasjoner for ammonium og andre foruren- ningsparametre	38
4.5.1 Forsøksopplegg	38
4.5.2 Konsentrasjonsvariasjoner	39
4.5.3 Variasjon i forureningsmengder	41
4.5.4 Forureningsmengder og spesifikke tall	43

Innholdsfortegnelse forts.

	Side:
4.6 Diskusjon	45
4.7 Konklusjon	47
5. TEMPERATUR OG LEDNINGSEVNEMÅLINGER	49
5.1 Innledning	49
5.2 Temperaturmålinger	49
5.3 Ledningsevne­målinger	52
5.4 Diskusjon	54
5.5 Konklusjon	55
6. LITTERATUR	56

SAMMENDRAG

Det er gjennomført et prosjekt for å kartlegge om ammonium kan brukes som forurensningsparameter. Gjennomføringen av prosjektet ble delt i to. I første del tok man sikte på å kartlegge om ammonium kan måles mer eller mindre kontinuerlig i felt, mens man i andre del ønsket å kartlegge om ammonium er en god indikator på forurensningsproduksjon fra mennesker.

Vannføring, temperatur og ledningsevne er målt i ca. 6 måneder i Søren Jaabeks gate avløpsfelt i Oslo. Parallelt er gjennomført målinger av ammonium over en periode på ca. 2 måneder. Over en periode på en uke er det i tillegg gjennomført et omfattende prøvetakningsprogram. Ammonium er sammenlignet med andre forurensningsparametre som total fosfor, total nitrogen, kjemisk oksygenforbruk, total organisk karbon samt coprostanol.

Det er utviklet feltutstyr som gjør det mulig å måle konsentrasjonen av ammonium i avløpsvann med 5 minutters intervaller. Utstyret er ennå på forsøksstadiet og har mangler som trolig kan løses gjennom videreutvikling.

Hydrolyse av urea kan påvirke konsentrasjonen av ammonium i avløpsvann. Ammonium er ellers en relativt stabil forbindelse som påvirkes lite av nitrifikasjon eller andre fysiske, kjemiske eller biologiske prosesser i vannet, vel og merke innenfor de tidsrammer som er aktuelle.

Ammoniumkonsentrasjonen i avløpsvann gir god beskrivelse av den menneskelige døgnrytme og forurensningsproduksjon. Konsentrasjonsvariasjonen over døgnet viser relativt god korrelasjon med total fosfor.

På mengdebasis varierer ammonium fra dag til dag i grove trekk som total fosfor og total nitrogen. Betydelig avvik er imidlertid registrert, også mellom fosfor og nitrogen. Det spesifikke tall for ammonium er beregnet til 4,5 g N/pd, men tallet er usikkert og trolig for lavt på grunn av tekniske problemer i måleperioden.

Temperaturmålinger i avløpsvann har gitt lovende resultater. Temperaturen viser meget regelmessige variasjoner, som i tillegg samsvarer med vannføringsvariasjonene. Temperatur kan trolig bli en verdifull parameter ved måling av forurensningsmengder i avløpsnett.

Ledningsevne målinger har ikke gitt lovende resultater. Målingene byr på praktiske problemer, og gir ikke på langt nær så entydig informasjon om avrenningsforholdene som f.eks. temperaturmålinger.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Tilføringsgraden angir forholdet mellom den forurensningsmengde som tilføres et punkt i avløpsnett, f.eks. et renseanlegg, og den totale forurensningsproduksjon innenfor punktets influensområde. Tilføringsgraden gir med andre ord viktig informasjon om avløpsnettets tilstand og virkemåte, og er en meget viktig del av grunnlaget for utbedring av ledningsnett.

Vråle (36) har sammenstilt tilføringsgradsmålinger for 16 avløpsfelt. Resultatene viser at ledningsnettene ikke fungerer tilfredsstillende. Store mengder forurensninger lekker ut av ledningsnettene og kommer på den måten aldri fram til renseanleggene.

Utbedringstiltak på avløpsnett er som regel kostbare. Det er derfor viktig å finne fram til de største problempunkter, slik at tiltakene kan iverksettes der de gir størst nytte. Tilføringsgradsmålinger og målinger av forurensningsmengden i avløpsvannet er sentrale verktøy i lokaliseringen av problempunktene. Disse målingene må være nøyaktige, fordi usikre målinger betyr usikkert beslutningsgrunnlag, og kan i verste fall føre til at tiltakene blir iverksatt der de gir liten eller ingen effekt.

Målingene baseres gjerne på måling av den totale fosfor - eller nitrogenmengde i avløpsvannet. Organisk stoff er også mye brukt som parameter, men anses vanligvis for å være mer usikker enn de to førstnevnte.

Mest brukt er parameteren total fosfor (Tot-P), men det er ganske vanlig å måle Tot-P og total nitrogen (Tot-N) samtidig.

Både total fosfor og total nitrogen kan gi grunnlag for usikre vurderinger. Tot-P påvirkes f.eks. av bruk av fosfatfrie vaskemidler, og nettopp vaskemidlene kan kanskje forklare noe av den store variasjon i spesifikke fosforverdier som er blitt målt den siste tiden. Vråle

(37) har målt spesifikke fosforverdier på ca. 2.1 g fosfor pr person pr døgn (g P/p·d) i et felt sør for Oslo, mens Skjefstad (31) har målt spesifikke verdier på 2,84 g P/p·d i to felter nord for Oslo.

Avrenning fra jordbruks- og grøntarealer kan ha vesentlig innvirkning på nitrogenmengdene i overvann, og vil således kunne medføre at vurderinger basert på nitrogenmålinger blir usikre, spesielt i felter med mye fellessystem.

I tillegg vil både Tot-P og Tot-N inkludere henholdsvis fosfor- og nitrogenforbindelser som er bundet til partikler, som kan avlagres i avløpsledningene i perioder med lav vannføring. Lindholm (1982) og (1983) har vist at avlagringen kan være vesentlig, og at den har relativt større betydning for fosfor- enn for nitrogenkonsentrasjonen i avløpsvannet. Lav vannføring (tørrværsvannføring) betyr derfor en ekstra usikkerhet i målingene, og usikkerheten er altså størst om målingene baseres på total fosfor.

Verken Tot-P eller Tot-N kan måles kontinuerlig i felt. Vannprøver må i stedet sendes laboratoriet for analysering. Her ligger det to nye kilder til usikre måleresultater. For det første vil prøvetakingen i seg selv representere en usikkerhet. Både Tot-P- og Tot-N-konsentrasjonene kan oppvise store og raske variasjoner, som det kan være vanskelig å fange opp selv med hyppig prøvetaking. I tillegg kan det være vanskelig å ta en representativ prøve av en såpass inhomogen væske som avløpsvann. For det andre må vannprøvene transporteres fra prøvetakingssted til et laboratorium. Under transport og lagring kan vannkvaliteten i prøvene endres slik at fosfor- og nitrogenmålingene blir usikre, dersom prøvene ikke oppbevares og konserveres forskriftsmessig.

Ut fra disse betraktninger ser verken Tot-P eller Tot-N ut til å være ideelle som parametre til måling av tilføringsgrad eller generelt til måling av forurensningsmengder i avløpsvann. Målingene ville bli mer pålitelige om man fant fram til en parameter som utelukket noen av feilkildene nevnt overfor, og som i tillegg kunne måles kontinuerlig i felt.

1.2 Målsetting

Målsettingen med dette prosjektet har vært å kartlegge om ammonium kan være en alternativ parameter til Tot-P og Tot-N for måling av forurensningsmengder i kommunalt avløpsvann. Målsettingen er delt i to delmål:

- a) Forsøke å utvikle utstyr som gjør det mulig å måle ammoniumkonsentrasjonen i avløpsvann mer eller mindre kontinuerlig i felt.
- b) Kartlegge om ammonium er en god indikator på forurensningsproduksjonen fra mennesker, og om mulig angi spesifikke verdier dvs. mengde ammonium pr person pr døgn.

I tillegg ønsket man å undersøke om andre parametre kan supplere eller erstatte Tot-P og Tot-N, eller på annen måte bidra til at forurensningsmålingene blir mer pålitelige. I denne sammenheng ønsket man å se nærmere på parametrene vanntemperatur og ledningsevne.

1.3 Gjennomføring

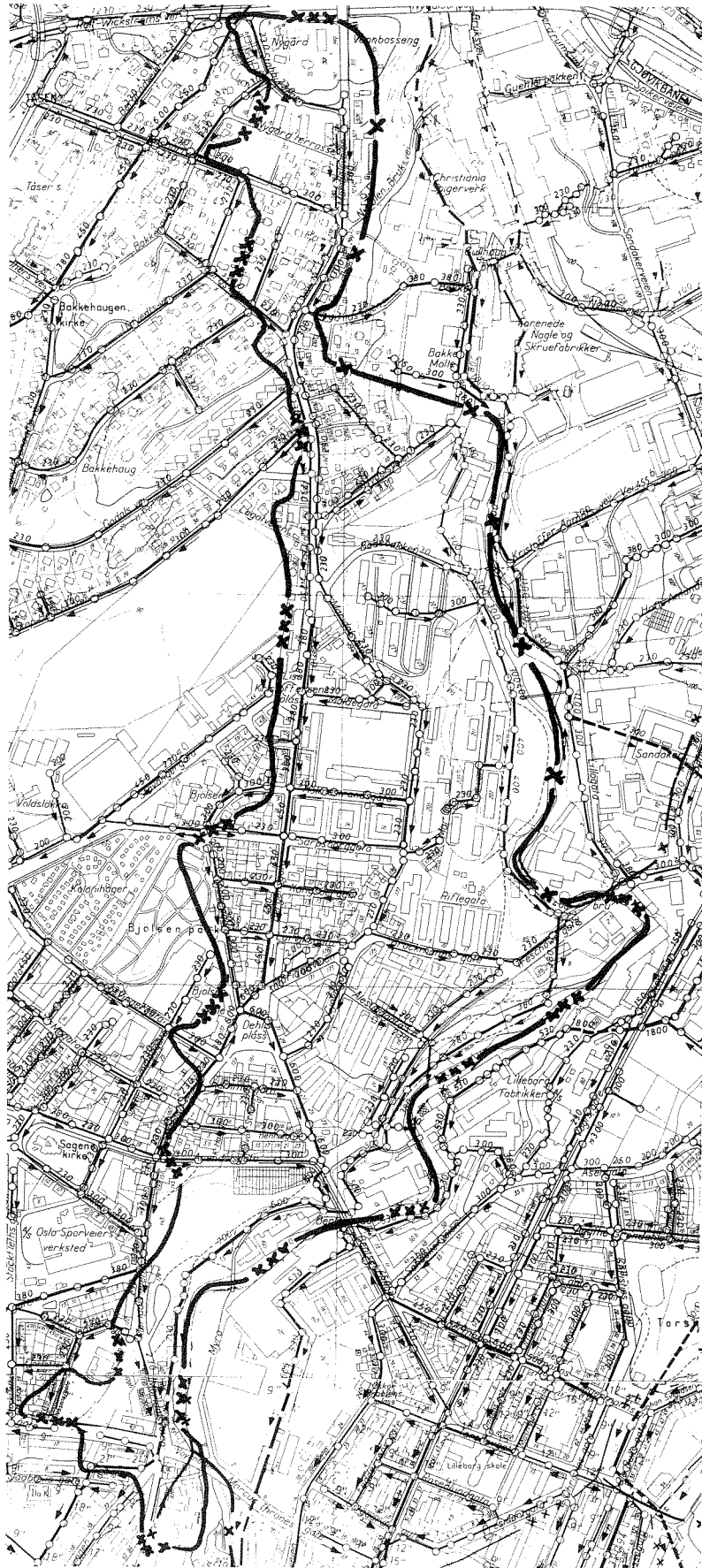
Det ble lagt opp til å gjennomføre kontinuerlige målinger av vannføring, temperatur, ledningsevne og ammonium i to avløpsfelt over en periode på noen måneder. Sydskogen i Røyken kommune og Søren Jaabeks gate i Oslo ble valgt som felter. I tillegg skulle forurensningsmengden fra hvert felt kartlegges mer i detalj over en periode på 1 uke.

På grunn av vanskeligheter underveis ble gjennomføringen konsentrert om Søren Jaabeks gate avløpsfelt. Noen data for dette feltet er gitt nedenfor.

Feltdata for Søren Jaabeks gate avløpsfelt i Oslo:

Størrelse	A = 68 ha
Antall personer	p = 7.232
Antall personekvivalenter	pe = 5.154
Antall personenheter	PE = 12.386
Andel fellessystem.	74 % (på arealbasis)

Figur 1 viser en kartskisse over feltet.



Søren Jaabeks gate avløpsfelt

Målestokk 1: ca. 10 000

2. AMMONIUM OG AMMONIAKK I KOMMUNALT AVLØPSVANN

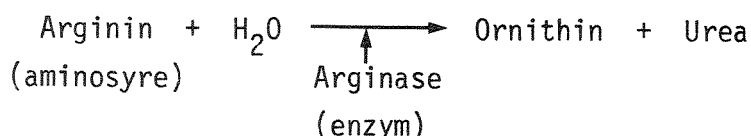
2.1 Biokjemi

Nitrogen i kommunalt avløpsvann stammer i hovedsak fra nitrogenforbindelser som mennesker og dyr skiller ut ved nedbrytning av proteiner. Proteinene brytes først ned til aminosyrer, og videre til enklere nitrogenforbindelser som så skilles ut. I følge Lehninger (1975) skilles nitrogen ut på følgende tre ulike måter:

- a) Som urea
Mennesker og de fleste hvirveldyr på land.
- b) Som ammoniakk
Fisk og de fleste dyr i vann
- c) Som urinsyre
Fugler og krypdyr på land.

Mennesker kvitter seg altså med nitrogen på formen urea. Dannelsen av urea er et ledd i ureasyklusen (Krebs ureasyklus), som foregår i leveren og som er en del av den oksydative nedbrytning av aminosyrer. I ureasyklusen omdannes aminosyren arginin til ornithin og urea ved hjelp av enzymet arginase.

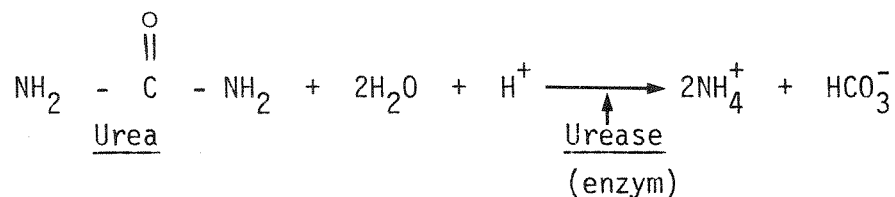
Reaksjonsligningen er:



Urea er en nøytral, ugiftig forbindelse som transporteres med blodet til nyrene og skilles ut i urinen. Etter Lehninger (1975) inneholder urin fra mennesker følgende hovedkomponenter for nitrogen, forutsatt normal diett og daglig vannavlating på ca. 1,2 l:

Urea	25,0	g/pers.·døgn,	tilsvarer	11,67	g nitrogen/pers.·døgn		
Ammoniakk	0,8	"	"	0,66	"	"	
Urinsyre	0,7	"	"	0,33	"	"	

I vann hydrolyseres urea til ammonium (NH_4^+) ved hjelp av enzymet urease. Urease dannes av svært mange mikroorganismer (5). Hydrolysering av urea skjer etter reaksjonen:



Langt det meste nitrogenet i urin fra mennesker vil med andre ord omdannes til ammonium. I følge Lehninger (1975) utgjør ammonium og ammoniakk i urin fra mennesker ca. 12,3 g nitrogen pr person pr døgn.

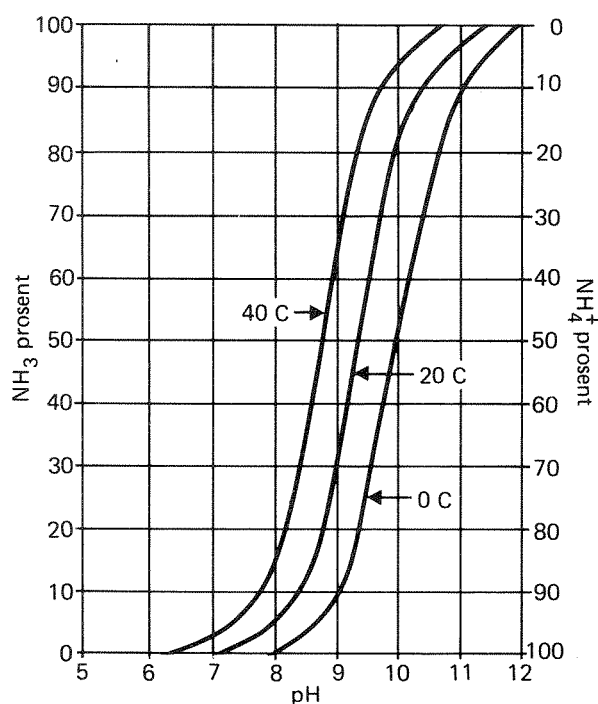
2.2 Kjemi

Ammonium kan foreligge i fri og bunden form. Fri ammonium er frie NH_4^+ -ioner, mens bunden ammonium er som navnet antyder ammonium bundet til organiske eller uorganiske molekyler. Når det i teksten står ammonium er det den frie ammonium man sikter til dersom intet annet er angitt.

Ammonium er ikke en stabil forbindelse i vann. Ammonium kan omdannes til ammoniakk dersom vannets temperatur eller pH-verdi endres. Sammenhengen mellom ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3) er gitt ved reaksjonsligningen:



Reaksjonen har en pK' -verdi på 9,25 ved en temperatur på 20 °C. Dette innebærer at konsentrasjonen av ammonium og ammoniakk er den samme når $\text{pH}=9,25$. Effekten av pH og temperatur på forholdet mellom ammonium og ammoniakk fremgår forøvrig av figur 2.



Figur 2. Effekt av pH og temperatur på forholdet mellom ammonium (NH_4^+) og ammoniakk (NH_3) i vann (26).

Kommunalt avløpsvann har vanligvis pH-verdier på 7 - 8. I dette pH-området utgjør konsentrasjonen av ammonium mer enn 90 % av den totale $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -konsentrasjon. Forholdet er omvendt når $\text{pH} = \text{ca. } 10,5$.

Det finnes utstyr som kan måle ammoniakk-konsentrasjonen i vann. Sammenhengen mellom ammonium og ammoniakk innebærer at ammoniumkonsentrasjonen kan måles indirekte ved å måle konsentrasjonen av ammoniakk. Forutsetningen er imidlertid at pH heves til ca. $\text{pH} = 11$, slik at alt ammonium vil foreligge som ammoniakk. Den målte konsentrasjon av ammoniakk vil i så fall være lik summen av ammonium- og ammoniakk-konsentrasjonene. Med andre ord kan man ikke få kartlagt fordelingen mellom ammonium og ammoniakk ved denne målemetoden. Ved målinger i avløpsvann spiller dette liten rolle, fordi ammonium er den klart dominerende nitrogenforbindelsen. Når det senere i teksten refereres til ammonium, er det summen av ammonium og ammoniakk det siktes til, og det forutsettes at målingene er foretatt som ammoniakkmålinger ved $\text{pH} > 11$. Se også kapittel 3.

Ammoniakk er en fargeløs, giftig gass med stikkende lukt. Gassen har meget stor oppløslighet i vann. Ved 1 atmosfæres trykk er oppløsligheten ca. 900 g/l ved 0 °C, og ca 530 g/l ved 20 °C (11).

2.3 Mengder i kommunalt avløpsvann

Tabell 1 gjengir en del spesifikke verdier for total nitrogen i kommunalt avløpsvann.

Tabell 1. Spesifikke verdier for total nitrogen i kommunalt avløpsvann (24), (14) og (23).

Forfatter/sted	Spesifikke verdier (g N/p·d)	Referanse
Husmann (1950)	8	24
Jansa (1955)	12	24
Johansson og Cronholm (1953)	12	24
Imhoff (1958)	13	24
Skulte (1953)	10	24
Viehl (1949)	15	24
Popp (1961)	8 - 15,3	24
Painter og Viney (1959)	13,9	24
Tyskland	13,53	14
Tyskland	11,5 - 14,0	14
Holland	11,5 - 14,0	14
Geigi Scientific Tables	16,3	14
Sverige	13	14
NIVA	10,5 - 12	14
NIVA	12	23

Det ser ikke ut til at det finnes tilsvarende spesifikke verdier for ammonium. Det er riktignok gjennomført flere undersøkelser av forholdet mellom ammonium/ammoniakk og total nitrogen i kommunalt avløpsvann, men disse undersøkelser kan ikke sies å være særlig omfattende i denne sammenheng. Faktorer som kan påvirke forholdet mellom ammonium/ammoniakk og total nitrogen er f.eks. sjelden studert. Undersøkelsene har heller ikke hatt som mål å fremskaffe spesifikke tall for ammonium.

Tabell 2 gjengir noen resultater fra undersøkelser der forholdet mellom ammonium og total nitrogen er kartlagt.

Tabell 2. Forholdet mellom ammonium og total nitrogen i avløpsvann.

Vanntype	Ammonium (mg N/l)	Total nitrogen (mg N/l)	$\frac{\text{Ammonium}}{\text{Tot-N}}$ (%)	Ref.
Kommunalt avløpsvann	-	-	90	9
" "	37,0 - 49,2	44,9 - 59,0	78,0 - 83,4	2
" "	16,0	20,3	78,8	35
Avløpsvann fra hush.	24,6 - 30,3	24,6 - 30,3	100	13
" " "	13,8	17,3	79,8	1
Avløp fra septiktank	68	85	80	15

2.4 Betydning av fysiske, kjemiske og biologiske forhold

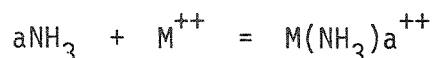
2.4.1 Generelt

Når avløpsvann transporteres gjennom ledningsnettene kan konsentrasjonen av ammonium/ammoniakk endres på grunn av fysiske, kjemiske eller biologiske forhold i vannmassene. Jo eldre avløpsvannet er, desto større blir den sannsynlige påvirkning av disse forhold.

Vanlig vannhastighet i norske avløpsnett er trolig 1 - 2 m/s, i gjennomsnitt og innebærer at vannet renner en lengde på ca. 3,5 - 7,0 km i løpet av en time. I praksis vil det ofte være mest aktuelt å foreta målinger i avløpsfelt, der hovedtyngden av tilknytningen ligger innenfor en radius på 7 km fra målested. Ved de fleste målinger kan man derfor regne med at langt det meste av avløpsvannet er mindre enn 1 time gammelt. Denne forutsetning legges til grunn ved vurdering av betydningen av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

2.4.2 Fysisk/kjemiske forhold

Ammoniakk i vannfasen kan danne komplekser med metallioner (M^{++}) på følgende måte:



Dersom kompleksdannelsen ikke reverseres ved pH-justering til $\text{pH} > 11$, vil den føre til at det måles for lave ammoniakk-konsentrasjoner ved bruk av ammoniumelektrode. Stumm (1967) peker imidlertid på at kompleksdannelsen er liten ved de ammoniakk-konsentrasjoner man vanligvis finner i naturlige vannmasser. Riktignok kan ammoniakk i høyere konsentrasjoner danne komplekser med kobber, men generelt kan man si at kompleksdannelsen med metallioner er av liten betydning (7), (34).

Ammonium har en ganske sterk tendens til å bytte ut andre monovalente kationer i ionebytteprosesser. Ammoniums evne til å bytte ut kalsiumioner i jord var en av de første ionebytteprosesser man oppdaget. Omfanget av slik ionebytting vil påvirkes av pH og ionekonsentrasjon, men vil domineres helt av ionebyttemassens karakter (39).

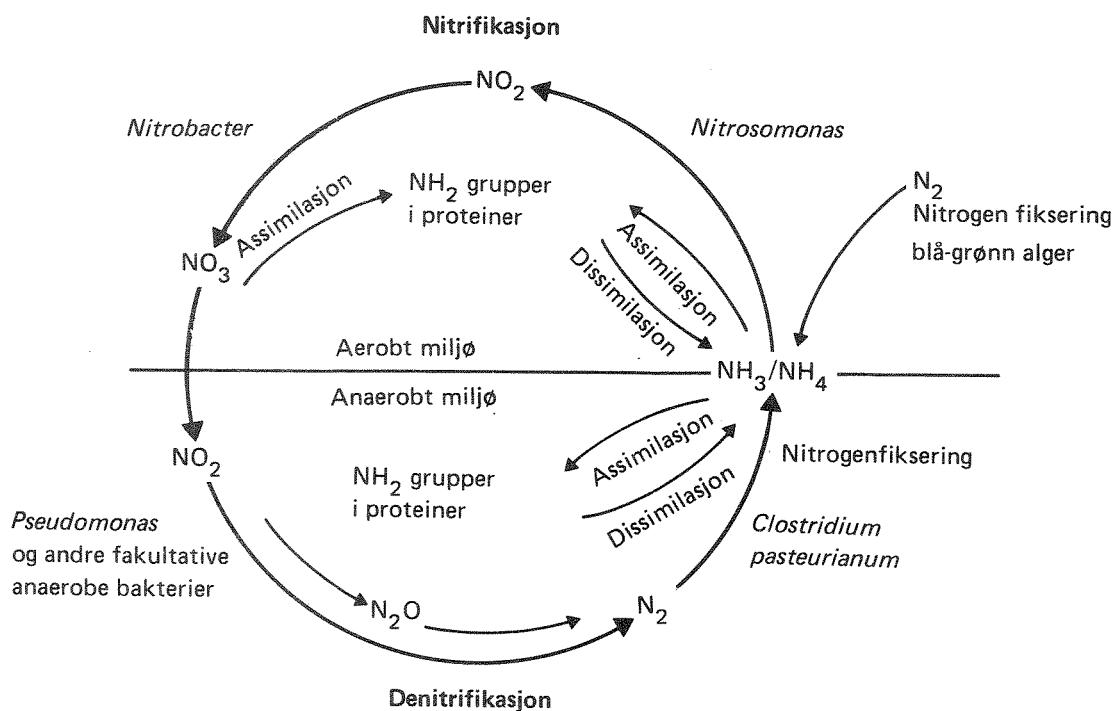
Ammonium kan også bindes i gitterverket i leirmineraler, og på den måten forhindres i å inngå i ionebytteprosessene nevnt ovenfor. En stor, men ikke avgjørende del av ammonium i jord er bundet på denne måten (19), (20) og (21).

Det er ikke funnet dokumentasjon på hvilken effekt ionebytting og leirbinding kan ha på konsentrasjonen av ammonium i avløpsvann. Imidlertid synes det rimelig å anta at effekten av disse prosesser er av liten betydning, bl.a. fordi ionebyttemasser og leirmineraler vanligvis forekommer i relativt små mengder i avløpsvann.

Det er mulig at industrielt avløpsvann kan påvirke kompleksdannelsen, ionebyttingen, eller leirbindingen. Det er ikke funnet referanser som berører akkurat denne problemstilling. Under alle omstendigheter vil effekten av industrielt avløpsvann være spesifikk for det enkelte avløpsfelt, slik at resultatene neppe vil være av generell karakter.

2.4.3 Biologiske forhold - nitrogensyklusen

Nitrogen forbrukes ikke, men gjennomgår en syklus i vann. Syklusen drives av mikroorganismer. Figur 3 viser de viktigste trinn i syklusen, og angir de sentrale, biologiske prosesser.



Figur 3. Nitrogensyklus i vann. Etter Brock (1974).

Som det fremgår av figuren er det mange biologiske prosesser som kan påvirke konsentrasjonen av ammonium i vann. Konsentrasjonen kan øke eller avta såvel i aerobe som i anaerobe vannmasser, alt avhengig av hvilke prosesser som er dominerende.

Nitrifikasjon og denitrifikasjon

I avløpsvann vil nitrifikasjon og denitrifikasjon være de dominerende prosesser i nitrogensyklusen. Nitrifikasjon er en aerob prosess og innebærer oksydasjon av ammonium/ammoniakk til nitritt og videre til nitrat ved hjelp av bakteriene *Nitrosomonas* og *Nitrobacter*. Denitrifikasjon innebærer reduksjon av nitrat til nitritt og videre til molekylært nitrogen ved hjelp av *Pseudomonas* og andre, fakultative, anaerobe bakterier.

Nitrifikasjonshastigheten er avhengig av formeringshastigheten til *Nitrosomonas* og *Nitrobacter*, og deres følsomhet for organiske stoffer. Mens generasjonstiden for heterogene bakterier er rundt en time under gunstige forhold, er den vanligvis flere dager for *Nitrosomonas* og

Nitrobacter. Veksthastigheten for disse bakteriene øker imidlertid betydelig med temperaturen, ca. 12 % pr °C for Nitrosomonas og ca. 6 % pr °C for Nitrobacter (33). Optimal temperatur rundt 25 °C. Med de tidsrammer og vanntemperaturer som er aktuelle (1 time og 8 - 12 °C), er det derfor sannsynlig at nitrifikasjon vil ha liten innvirkning på konsentrasjonen av ammonium (25) og (33).

Som det fremgår av figuren vil denitrifikasjon ikke føre til at det dannes nitrogenforbindelser som vil innvirke på konsentrasjonen av ammonium. Imidlertid har Caskey og Tiedje (1980) ganske nylig vist at nitrat kan reduseres direkte til ammonium ved hjelp av visse arter Clostridium. Prosessen går likevel så sakte at den er uten praktisk betydning i denne sammenheng.

Aerob og anaerob nitrogenfiksering

Aerob og anaerob nitrogenfiksering er begge prosesser som vil medføre en økning av ammoniumkonsentrasjonen.

Aerob nitrogenfiksering domineres av blå-grønn alger (5). Fikseringsprosessen går relativt sakte (25). I følge Dugdale og Dugdale (1962) og Goering og Neess (1964) vil nitrogenfikseringen i en innsjø sjelden utgjøre mer enn 1 % pr dag av den totale nitrogenmengde. Disse data indikerer at det under naturlige betingelser vil gå 70 dager før nitrogenfikserende alger har doblet nitrogeninnholdet i et gitt vannvolum (7). Man kan med andre ord fastslå at aerob nitrogenfiksering vil ha ubetydelig innvirkning på konsentrasjonen av ammonium.

Anaerob nitrogenfiksering domineres av den strikt anaerobe bakterien Clostridium pasteurianum (5). Strikt anaerobe bakterier kan ikke vokse i oksygenholdige miljøer, og blir vanligvis drept av oksygen dersom de ikke er på sporeform. Norsk avløpsvann er ofte rikt på oksygen, og bare meget sjelden helt oksygenfritt. Det er derfor grunn til å anta at anaerob nitrogenfiksering vil ha liten betydning for konsentrasjonen av ammonium.

Assimilasjon og dissimilasjon

Det er ikke funnet dokumentasjon på betydningen av assimilasjon og dissimilasjon. Man kan imidlertid si det er lite sannsynlig at disse prosesser har vesentlig betydning for konsentrasjonen av ammonium/ammoniakk. Begrunnelsen ligger dels i den korte tidsrammen (1 time), og dels i den relativt lave vanntemperaturen (8 - 12 °C). Unntak her kan være hydrolyse av urea til ammonium. Resultatene, se kapittel 4.2., tyder på at hydrolyse av urea kan ha vesentlig innflytelse på ammoniumkonsentrasjonen.

3. KONTINUERLIG MÅLING AV AMMONIUM

3.1 Innledning

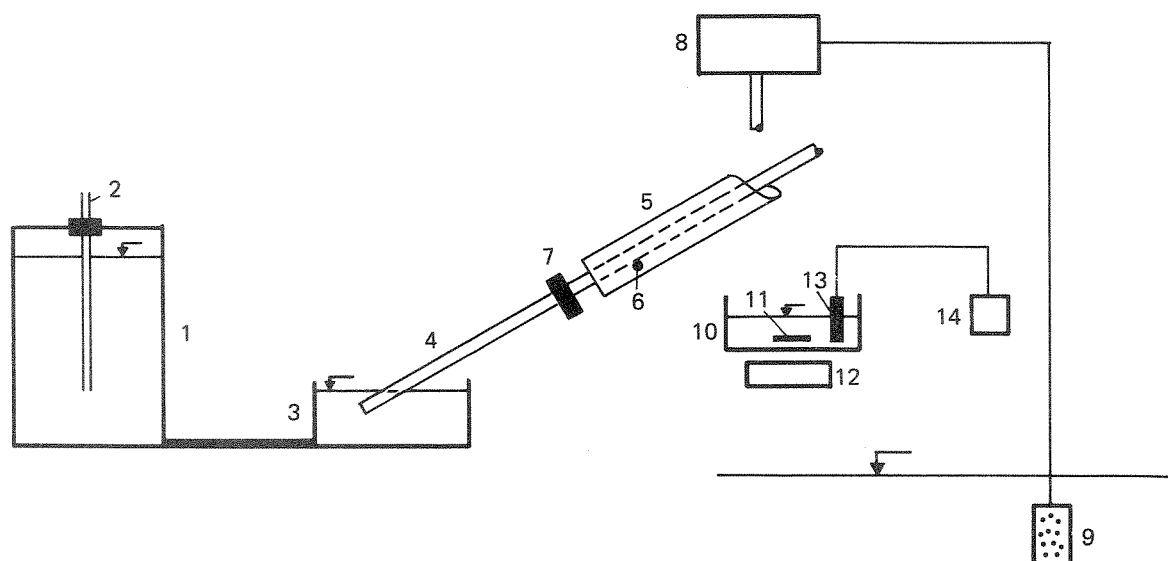
Det er vanskelig å foreta direkte målinger av konsentrasjonen av ammonium i vann. Tilnærmet direkte målinger kan foretas i en ionekromatograf, men slike målinger er kompliserte og uaktuelle i denne sammenheng. Selv i en ionekromatograf vil imidlertid pH måtte justeres, og dermed forskyve likevekten mellom ammonium og ammoniakk. Ammoniumkonsentrasjonen kan derimot måles indirekte ved å måle konsentrasjonen av ammoniakk, vel og merke etter at pH er justert til $\text{pH} > 11$. Se forøvrig pkt. 2.2.

Konsentrasjonen av ammoniakk kan måles med ionselektiv elektrode. I tillegg må man altså ha et utstyr for pH-justering av vannet. Det finnes ikke slikt feltutstyr på markedet i dag. Det ble derfor nødvendig å utvikle et eget utstyr for måling av ammoniakk-konsentrasjonen i avløpsvann. Det var et mål at utstyret skulle kunne foreta nærmest kontinuerlige målinger.

3.2 Måleutstyr

3.2.1 Oppbygging

Figur 4 viser det feltutstyr som ble utviklet for kontinuerlig måling av ammonium som ammoniakk. Utstyret er beregnet for målinger i avløpsvann. Utformingen er delvis basert på utstyr som brukes i toksikologistudier på bl.a. fisk (3) og (22).



Figur 4. Utstyr for måling av ammonium, som ammoniakk, i avløpsvann.

På figuren er:

1. Luttank, bygget som en Mariottes flaske. 20 l. 5N NaOH.
2. Justerbart lufterør. Rørets munning bestemmer nivået i lutkaret (3).
3. Lutkar 2,5 l. Nivået korresponderer med munning av røret (2).
4. Plastrør, konsentrisk montert i plastrør (5). D = 15 mm.
5. Plastrør. D = 50 mm.
6. Oppheng, horisontal aksel.
7. Bevegelig lodd for justering av tyngdepunkt.
8. Ulma prøvetaker, type, UFA 120.
9. Sil.
10. Blandingskar med overløp. 1 l.
11. Magnet.
12. Magnetrører.
13. Ionselektiv elektrode for måling av ammoniakk. Type Orion, Model 95-10.
14. Datalogger. Type Aanderaa, DL - 2.

Utstyret består stort sett av enkle enheter, med unntak av prøvetakeren (8) og dataloggeren (14).

3.2.2 Virkemåte

Prøvetakeren (8) er innstilt slik at den tar tidsproporsjonale prøver. Når en tidsproporsjonal prøve skal tas, pumpes først luft fra prøvetakeren til silen (9) for å fjerne papir, filler o.a. som kan ha lagt seg på og tett silen. Deretter pumper prøvetakeren opp et valgbart volum, i dette tilfellet 0,5 l. En magnetventil i prøvetakeren åpnes, og vannprøven tømmes ned i plastrøret (5).

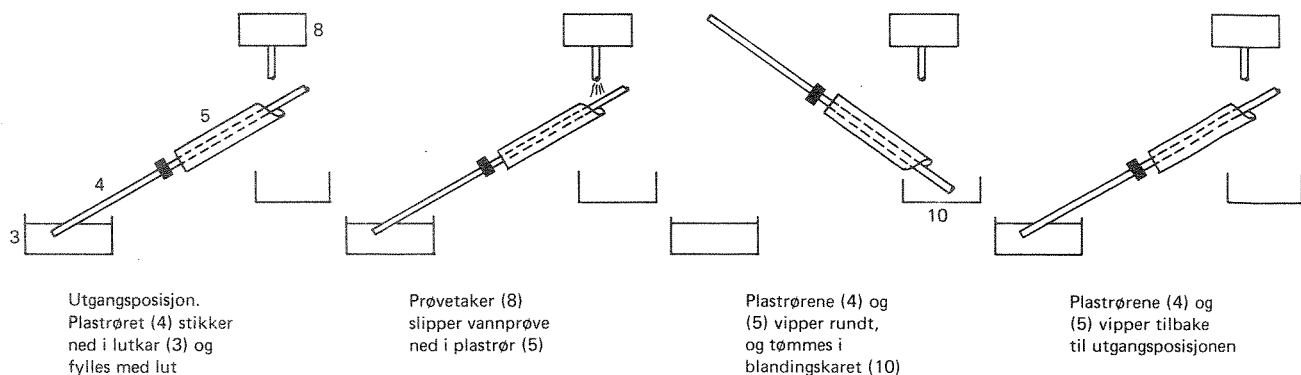
Når plastrøret (5) fylles med vann vil tyngdepunktet forskyves slik at røret roterer om opphenget (6). Munningen av røret vil altså vippes ned og innholdet tømmes i blandingskaret (10). Samtidig vil også plastrør (4) tømmes. Bakre ende av dette røret stikker ned i et lutkar (3). Når plastrør (5) vippes rundt, vil plastrør (4) tømme en liten lutdose ned i blandingskaret (10).

I blandingskaret vil avløpsvann og lut blandes ved hjelp av en magnet (11) og en magnetrører (12). Lutdosens styrke og volum (ca. 8 ml) er tilpasset avløpsvannets aciditet og bufferevne, slik at pH i avløpsvannet etter innblanding heves til $\text{pH} \geq 11$. Etter ca. 4 minutters omrøring registreres måleverdien (dvs. konsentrasjonen av ammoniakk) ved hjelp av den ionselektive elektroden (13) og dataloggeren (14).

Blandingskaret har et volum på ca. 1 l. Når røret (5) vipper rundt og tømmer 0,5 l avløpsvann ned i karet, vil et tilsvarende volum renne ut av karet via et overløp. På denne måten oppnår man måling av et tilnærmet "glidende middel", i tillegg til at den ionselektive elektrode alltid vil bli stående i vann.

Når plastrøret (5) tømmer sitt innhold ned i blandingskaret (10), vil rørets tyngdepunkt igjen forskyves slik at det vipper tilbake til sin opprinnelige posisjon. Bakre ende på det lille plastrøret (4) vil da stikke ned i lutkaret (3), og plastrøret (4) vil fylles med lut til et

nivå tilsvarende nivået i lutkaret. Når prøvetakeren (8) tar en ny vannprøve og tømmer den i plastrøret (5), vil røret igjen vippe rundt og både plastrør (5) og plastrør (4) vil tømmes ned i blandingskaret (10). Virkemåten er skissert i figur 5.

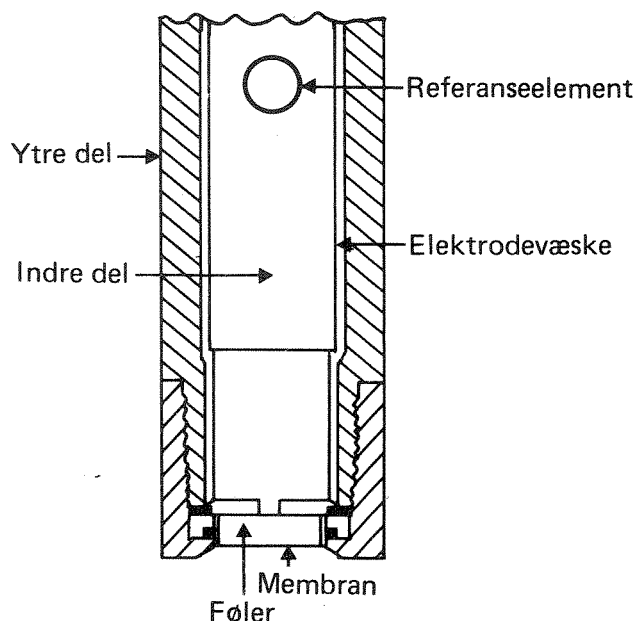


Figur 5. Utstyrets virkemåte.

Lutkaret (3) forsynes med lut fra luttanken (1). Fordi luttanken er bygget som en Mariottes flaske, vil nivået i lutkaret hele tiden korrespondere med munningen av lufterøret (2). Nivået i lutkaret kan på denne måten holdes konstant, slik at nøyaktig samme lutmengde doseres til blandingskaret (10) hver gang plastrøret (5) vipper rundt.

3.2.3 Ionselektiv elektrode

Figur 6 viser et snitt gjennom den ionselektive elektroden.



Figur 6. Ionselektiv elektrode for måling av ammoniakk.

Elektroden har en hydrofob, gass-permeabel membran som skiller vannprøven fra elektrodevæsken. Oppløst ammoniakk i vannprøven trenger gjennom membranen inntil partialtrykket av ammoniakk er det samme på begge sider av membranen. Partialtrykket vil da være proporsjonalt med ammoniakk-konsentrasjonen i vannprøven.

Ammoniakk som trenger gjennom membranen, reagerer med elektrodevæsken etter følgende reaksjonsligning:



Forholdet mellom ammoniakk, ammonium og hydroksylion er gitt ved ligningen:

$$\frac{(\text{NH}_4^+) (\text{OH}^-)}{(\text{NH}_3)} = \text{konstant}$$

Elektrodevæsken har meget høy konsentrasjon av ammoniumklorid, slik at konsentrasjonen av ammonium i ligningen overfor kan anses som konstant. Ligningen forenkles dermed til:

$$(\text{NH}_3) \cdot \text{konstant} = (\text{OH}^-)$$

Dette innebærer at det er en direkte sammenheng mellom konsentrasjonen av ammoniakk i vannprøven og pH i elektrodevæsken. pH i elektrodevæsken måles med referanseelementet, og ammoniakk-konsentrasjonen kan beregnes etter Nernsts ligning:

$$E = E_0^1 - S \log (\text{NH}_3)$$

der E = elektrisk potensial
 E_0^1 = referansepotensial
 S = elektrodekonstant
 (NH_3) = konsentrasjon av ammoniakk.

3.3 Resultater

3.3.1 Driftserfaringer

Utstyret vist på figur 4 ble installert i Søren Jaabeks gate i Oslo den 17.06.83 og tatt inn 25.08.83, og var således i drift i vel 2 måneder. I denne perioden forsøkte man å kartlegge utstyrets behov for tilsyn og vedlikehold.

Ionselektiv elektrode

Hver uke ble elektrodevæsken og membranen skiftet ut, og elektroden justert og kalibrert. Avvik mellom målinger rett før og rett etter disse vedlikeholdsrutinene var små, og tyder på at ukentlig tilsyn var tilfredsstillende for denne del av utstyret.

Vippekar

Vippekarer, dvs. plastrørene (4) og (5), opphenget (6), og bevegelig lodd (7) i figur 4, beholdt sin bevegelighet i hele perioden, og låste seg aldri fast i én stilling. Selv etter 4 uker uten noen form for vedlikehold var vippekarerets bevegelighet like god.

Plastrørene (4) og (5) ble etter hvert dekket av et belegg fordi disse rørene er i kontakt med avløpsvannet. Det skulle vise seg at denne

beleggdannelsen skapte problemer for vippekarets funksjon. Beleggdannelsen førte nemlig til at vippekarets tyngdepunkt flyttet seg mot opphenget, dvs. mot høyre i figur 4. Etter hvert som belegget ble tykkere og tyngre, fungerte vippekaret mer og mer som en avbalansert skålvekt.

Avbalanseringen førte til at bakre (venstre) del av plastrøret (4) ble liggende å flyte på vannspeilet i lutkaret (3), uten å trenge ned i lutvæsken og fylles med lut. Dermed ble ikke lut dosert til blandingskaret (10), og den nødvendige pH-justering ble derfor ikke oppnådd.

Etter denne oppdagelsen ble plastrørene (4) og (5) rengjort hver uke. Det viste seg imidlertid at ukentlig rengjøring ikke var tilstrekkelig til å løse problemet helt.

Man forsøkte derfor å motvirke effekten av beleggdannelsen ved å flytte loddet (7) lenger vekk fra opphenget, dvs. mot venstre i figur 4. Dette vil medføre at vippekaret blir mer "baktungt" slik at plastrøret (4) tvinges ned i lutvæsken og fylles med lut. Det viste seg imidlertid at man på denne måten ikke kunne motvirke effekten av beleggdannelsen fullt ut, uten samtidig å gjøre vippekaret så baktungt at det ikke vipper rundt når plastrøret (5) fylles ned avløpsvann fra prøvetakeren.

Ukentlig renhold og forflytning av loddet bedret vippekarets funksjon, men var altså ingen fullgod løsning på problemet med avbalansering forårsaket av beleggdannelsen. I beste fall fungerte utstyret tilfredsstillende i en uke, men vanligvis oppsto problemer på grunn av beleggdannelse etter 1 - 3 dager.

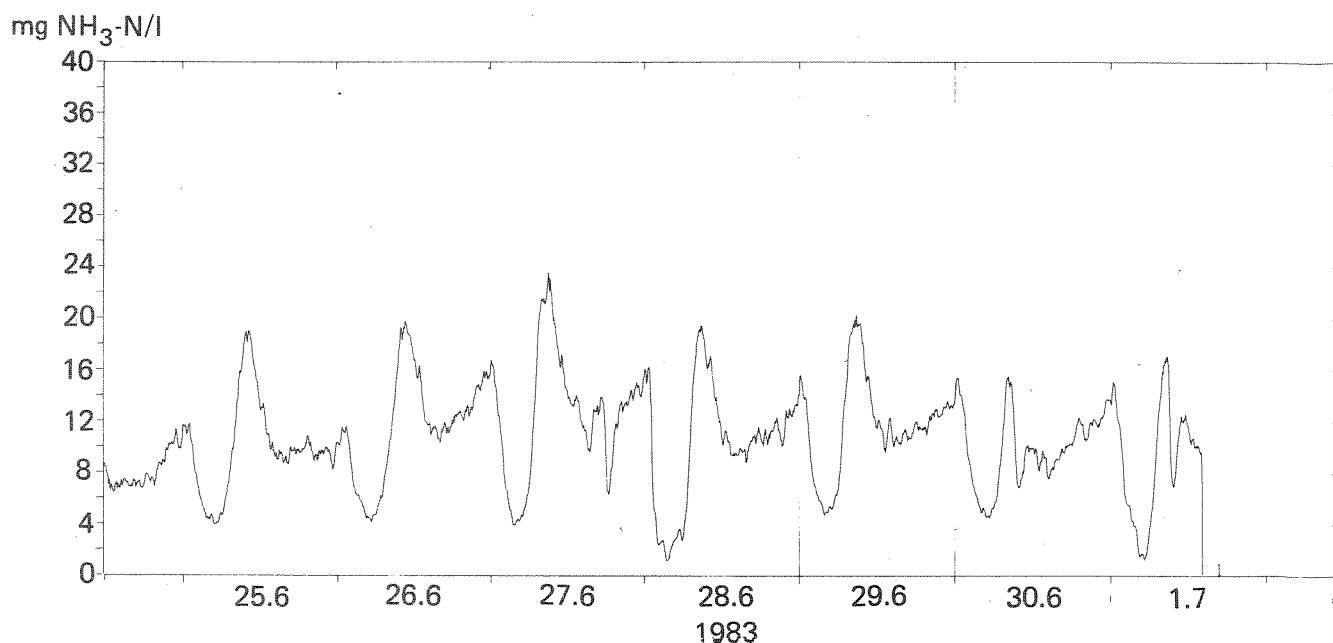
Andre deler av utstyret

Både luttanken (Mariottes flaske), prøvetaker, og magnetrører fungerte tilfredsstillende i hele forsøksperioden. Nødvendig vedlikehold begrenset seg til påfylling av lut, og til rengjøring av sil (14) hver uke.

3.3.2 Måleresultater

Konsentrasjonen av ammonium (som ammoniakk) ble målt hver 5 minutt. Målehyppigheten bestemmes av prøvetakeren, som kan ta vannprøver med varierende hyppighet.

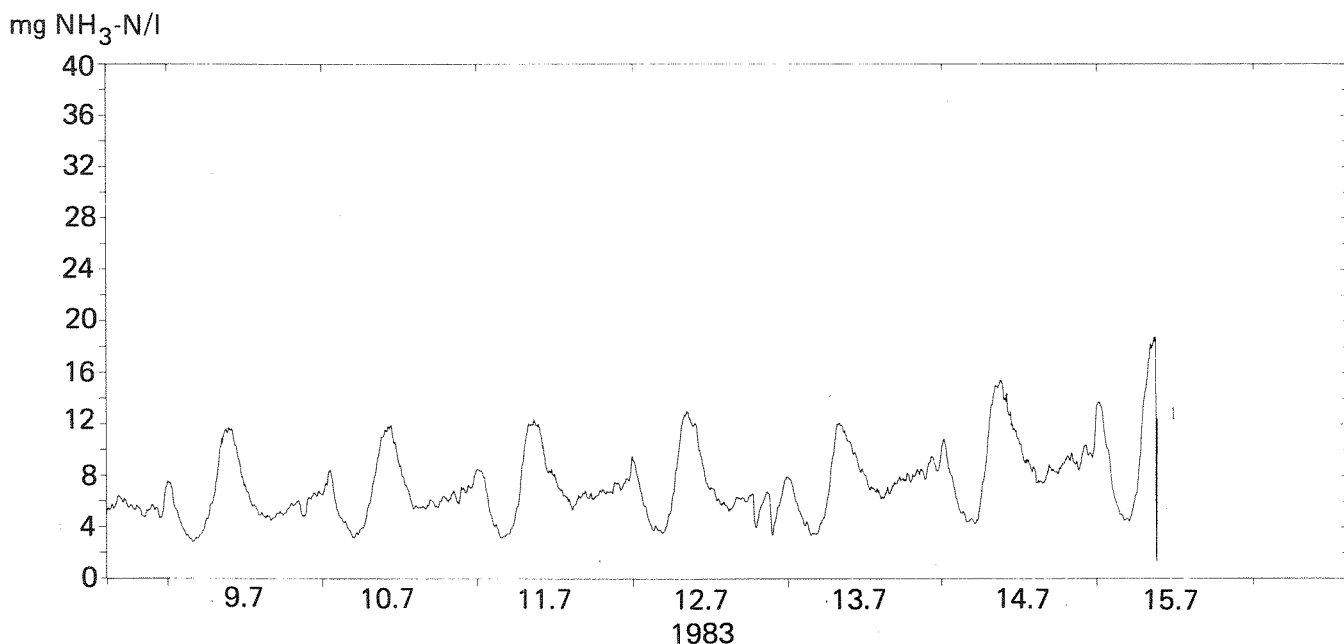
Figur 7 viser måleresultater for en uke, (24.06. - 01.07.83) i avløpsfeltet Søren Jaabeks gate i Oslo. I denne uken fungerte utstyret tilfredsstillende, sannsynligvis også lutdoseringen til blandingskaret. Denne antagelse bekreftes ved sammenligning av figur 7 og figur 13, i det disse figurer viser god overensstemmelse hva ammoniumkonsentrasjonen angår.



Figur 7. Måling av ammonium i avløpsvann. Søren Jaabeks gate avløpsfelt. Antall PE = ca. 12,390.

Figur 7 viser at det er mulig å foreta nærmest kontinuerlige feltmålinger av ammonium i ubehandlet avløpsvann over en periode på en uke. Figuren er som sagt basert på målinger hvert 5 minutt, og denne målehyppighet synes å være mer enn tilstrekkelig til å fange opp de konsentrasjonsvariasjoner som oppstår. Målehyppigheten kan trolig dobles ved å endre tidsinnstillingen på prøvetakeren, men det ser altså ikke ut at det er behov for hyppigere målinger.

Figur 8 viser måleresultater for en uke (08.07. - 15.07.83) da lutdoseringen til blandingskaret var mangelfull. Denne figuren viser også de karakteristiske døgnvariasjoner som figur 7, men måleverdiene er systematisk lavere og utgjør bare ca. 50 % av måleverdiene i figur 7.



Figur 8. Målinger av ammonium i avløpsvann fra Søren Jaabeks gate. Figuren viser for lave måleverdier på grunn av mangelfull pH-justering.

3.4 Diskusjon

Feltemålestyr som krever hyppig vedlikehold er upraktisk og dyrt i bruk. Som minimumskrav bør man kunne si at feltemålestyr skal fungere tilfredsstillende i minst en uke uten tilsyn. Dette syn er ett utgangspunkt i vurderingen av utstyret vist i figur 4.

Utstyret vist på figur 4 er sammensatt av ulike enheter, hvorav noen er kommersielle produkter, og andre er provisorier utarbeidet i eget verksted med knappe tidsmarginer og begrensede ressurser. Utstyret må derfor betraktes som et foreløpig konsept, og ikke på noen måte som et endelig produkt.

Ser man bort fra lutdoseringen til blandingskaret, har utstyret fungert tilfredsstillende med ukentlig tilsyn. I tillegg har utstyret

vært driftssikkert i hele forsøksperioden. Denne erfaring er avgjort positiv, særlig når man tar i betraktning at utstyret langt fra er ferdig utviklet.

Problemet med beleggdannelse og følgende avbalansering av vippekaret ble ikke løst tilfredsstillende i forsøksperioden. Det er imidlertid gode muligheter for at problemet kan løses ved endringer i utstyrets utforming. Noen forslag til endringer er nevnt nedenfor.

- A. I forsøksutstyret ble vannprøven tømt ganske brått ned i plastrøret (5) fra prøvetakeren. På denne måten oppsto noe søl som igjen førte til beleggdannelse, også på utsiden av røret (5). Et bedre utformet nedløpsrør og en roligere tømming av vannprøven vil redusere sprut og søl, og dermed også beleggannelsen vesentlig.
- B. Vippekarets utforming med to konsentriske rør (4) og (5) gjorde det vanskelig å fjerne alt belegg mellom rørene. Renholdet vil bli lettere og beleggannelsen mindre om røret (4) i stedet monteres på siden av røret (5).
- C. Vektfordelingen om vippekarets oppheng kan forbedres, slik at loddet (7) i større grad kan brukes til å motvirke avbalanseringen av vippekaret.

Gjennom forsøksperioden på vel 2 måneder er det vist at utstyret kan foreta målinger minst hvert 5 minutt. Denne målehyppighet er så høy at man er meget nær kontinuerlige målinger. Måleresultatene har i tillegg vist at det neppe ligger noen gevinst i en høyere målehyppighet.

3.5 Konklusjon

Med forsøksutstyret har det vært mulig å foreta nær kontinuerlige feltmålinger av ammonium (som ammoniakk) i ubehandlet avløpsvann. Utstyret består stort sett av enkle enheter, og stilte akseptable krav til tilsyn og vedlikehold.

Beleggdannelse på utstyret fører til mangelfull lutdosering, og dermed til systematisk for lave måleverdier. Problemet med beleggdannelse er ikke løst på en tilfredsstillende måte, men kan sannsynligvis løses ved videreutvikling av utstyret.

4. AMMONIUM SOM FORURENSNINGSPARAMETER

4.1 Innledning

Tre forhold må være klarlagt før man eventuelt kan bruke ammonium som forurensningsparameter på samme måte som man bruker f.eks. total fosfor og total nitrogen.

For det første må man kartlegge om ammoniumkonsentrasjonen kan påvirkes av fysiske, kjemiske eller biologiske prosesser i vannet, og i så fall angi hvilke forhold som er viktige og hvor stor påvirkningen kan være.

For det andre må man kartlegge om ammonium er en analog parameter til total fosfor og total nitrogen. dvs. om ammonium beskriver det samme forløp som disse parametre. Ammonium bør ikke uten videre forkastes som parameter om den beskriver et noe annet forløp enn total fosfor og total nitrogen. Det kan nemlig vise seg at ammonium er mer spesifikk for f.eks. menneskelig forurensningsproduksjon enn disse parametrene. Forutsetningen for at ammonium skal kunne brukes, er imidlertid at man kartlegger og forstår det forløp parameteren beskriver.

For det tredje må man utarbeide spesifikke tall for ammonium. Slike spesifikke tall skal angi forurensningsproduksjonen til en person eller personekvivalent, og bør i utgangspunktet være like pålitelige som de spesifikke tall for total fosfor og total nitrogen.

4.2 Konsentrasjon av ammonium som funksjon av avløpsvannets alder

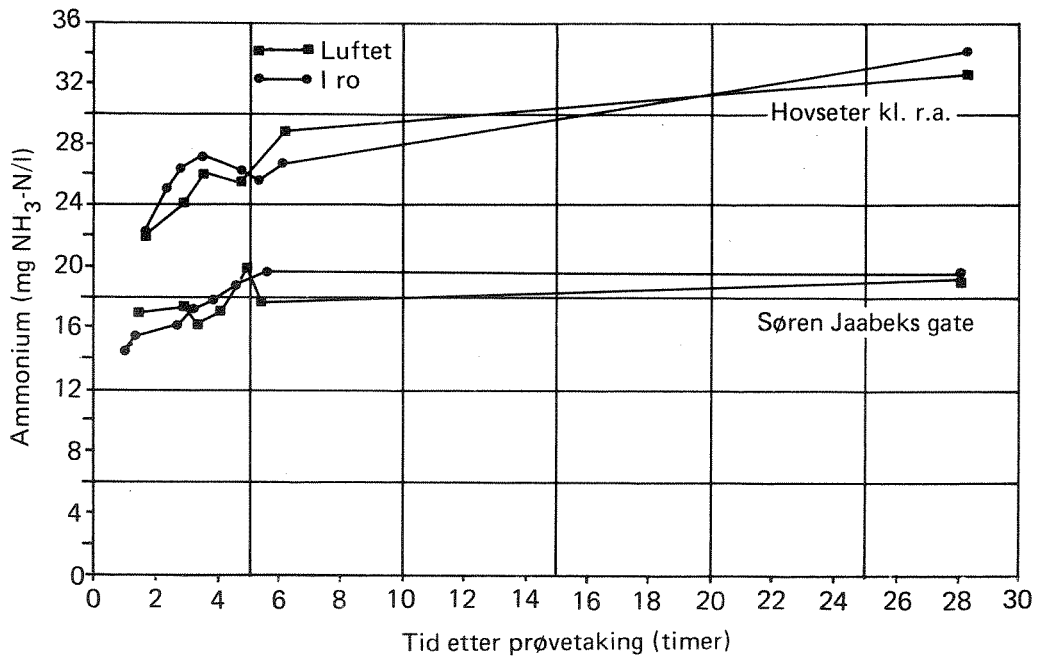
Som nevnt under punkt 2.4. kan ammoniumkonsentrasjonen endres med avløpsvannets alder. Det ble gjennomført et enkelt forsøk for å kartlegge dette forhold.

Det ble tatt én vannprøve fra utløpet av Søren Jaabeks gate avløpsfelt (se pkt. 1.3.), og én prøve av innløpsvannet til Hovseter kloakkrensingsanlegg. Rensedistriktet til Hovseter kloakkrensingsanlegg er lite og ledningsstrekningene er korte, slik at innløpsvannet til anlegget er ganske ferskt (27). Begge vannprøver ble kjørt rett til laboratoriet

hvor de ble delt i to. Den ene delen ble luftet kontinuerlig, mens den andre ble stående i ro uten omrøring eller luftinnblanding. Prøvene skulle på denne måten simulere yttergrensene for oksygentilførselen i en avløpsledning.

Fra hver prøve ble det etter hvert tatt ut delprøver som ble analysert på fri ammonium, nitritt og nitrat. Under forsøkene ble alle 4 vannprøver oppbevart i romtemperatur.

Figur 9 viser hvordan konsentrasjonen av fri ammonium i de 4 vannprøvene varierte som funksjon av tid etter prøvetaking.



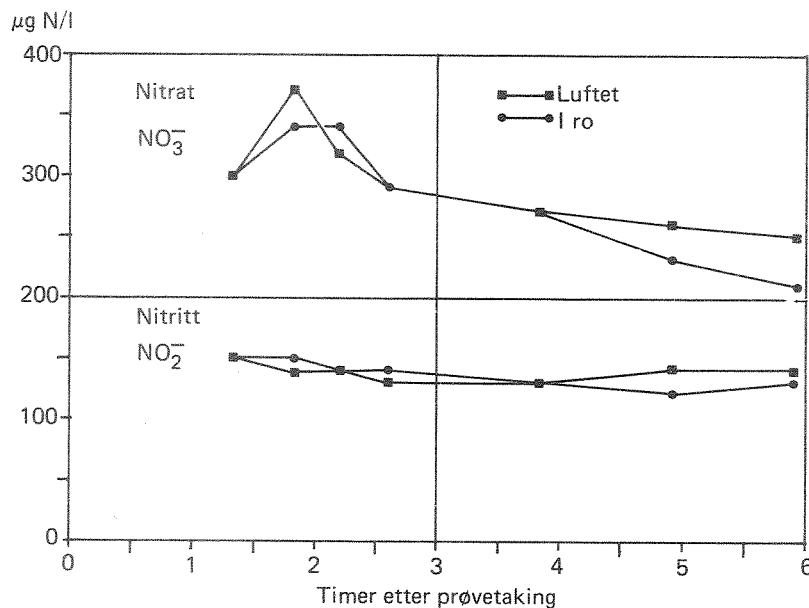
Figur 9. Konsentrasjon av ammonium som funksjon av tid i vannprøver med og uten luftinnblanding og omrøring.

Figur 9 viser at ammoniumkonsentrasjonen øker med avløpsvannets alder. Økningen skyldes hydrolyse av organisk nitrogen, og da først og fremst urea. Hydrolyse er en enzymatisk (kjemisk) prosess, og fører til at organisk nitrogen omdannes til ammonium. Se også pkt. 2.1.

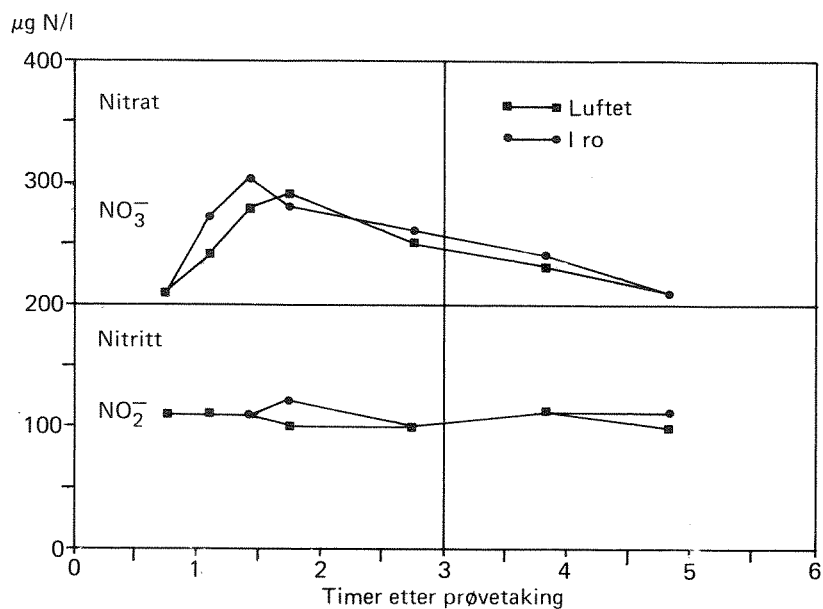
Økningen i ammoniumkonsentrasjon er størst i vannprøvene fra Hovseter kloakkrensning. Forklaringen er trolig at dette avløpsvannet er ferskere, og at hydrolyseprosessen derfor ikke har kommet like langt som i det noe eldre avløpsvannet fra Søren Jaabeks gate.

Figuren viser også at ammoniumkonsentrasjonen er lite avhengig av om prøven er luftet eller ikke. De konsentrasjonsforskjeller som er målt er så små at de er i samme størrelsesorden som analyseusikkerheten. Figur 9 viser med andre ord at biologisk oksydasjon av ammonium (nitrifikasjon) har ubetydelig innvirkning på ammoniumkonsentrasjonen så lenge vannprøvene er mindre enn 1 døgn gamle. Denne konklusjon er ikke overraskende, i og med at de nitrifiserende bakterier har en generasjonstid på flere dager. Se pkt. 2.4.3.

Som det fremgår av figur 3 vil nitrifikasjonsprosessene føre til endringer i nitritt- og nitratkonsentrasjonene i vannprøven. Figur 10 og 11 viser endringer i disse konsentrasjoner i avløpsvann fra henholdsvis Hovseter kloakkrensning og Søren Jaabeks gate avløpsfelt.



Figur 10. Konsentrasjon av nitritt og nitrat som funksjon av tid i vannprøver med og uten lufting. Hovseter kloakkrensning.



Figur 11. Konsentrasjon av nitritt og nitrat som funksjon av tid i vannprøver med og uten lufting. Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

I begge figurene er konsentrasjonen av nitritt konstant, og uavhengig av oksygentilførsel og avløpsvannets alder. Konsentrasjonen av nitrat er også uavhengig av oksygentilførselen, men ser ut til først å øke og deretter avtar med avløpsvannets alder.

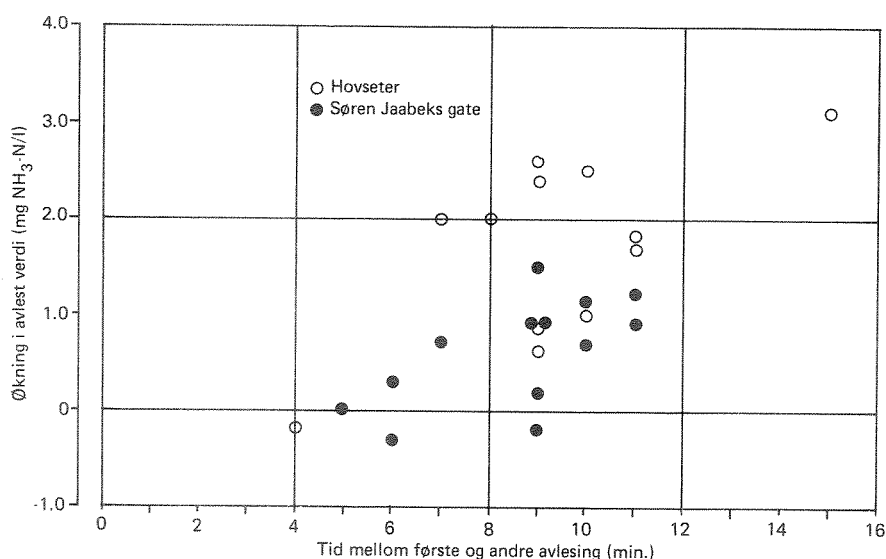
Disse variasjoner er vanskelig å forklare. I følge figur 3 skulle nemlig en økning i nitratkonsentrasjonen motsvares av en reduksjon i nitritt-konsentrasjonen og vice versa. Konklusjonen må derfor bli at nitratvariasjonene må skyldes andre prosesser enn nitrifikasjon/denitrifikasjon. Konsentrasjonsnivåene i figur 10 og 11 utgjør i størrelsesorden 1 % av konsentrasjonsnivået i figur 9. Man kan derfor slå fast at disse prosesser uansett har ubetydelig innvirkning på ammoniumkonsentrasjonen.

4.3 Analysetidspunktets betydning

Målinger med ioneselektiv elektrode er basert på at ammoniakk i vannprøven trenger gjennom elektrodens membran og inn i elektrodevæsken.

Se pkt. 3.2.3. Det vil alltid ta litt tid før det er likevekt mellom ammoniakk-konsentrasjonen i vannprøven og i elektrodevæsken. Dette innebærer at elektroden må stå litt i vannprøven før måleverdien stabiliseres, og riktig avlesning kan foretas. Det ble gjennomført forsøk for å kartlegge hvor stor målefeilen blir om man foretar avlesning før måleverdien er stabil.

Ved analyse av vannprøvene beskrevet i figur 9, ble det foretatt en avlesning etter 1 minutt, og en avlesning når måleverdien var stabil. Tidspunkt for begge avlesninger ble notert. Figur 12 viser differensen mellom de avleste verdier som funksjon av tiden mellom avlesningene.

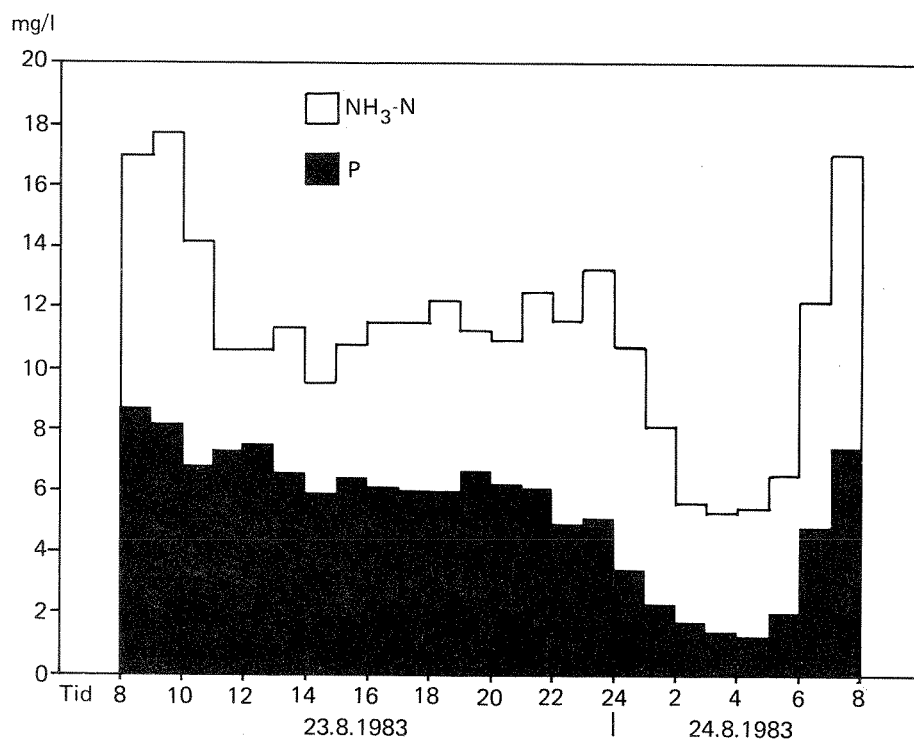


Figur 12. Økning i avlest ammoniakk-konsentrasjon som funksjon av tid mellom første avlesning (etter 1 minutt) og andre avlesning (stabilisert måleverdi). Vannprøver fra Hovseter kloakkrenseanlegg og Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

Figuren viser at man bør vente i ca. 10 minutter før avlesning foretas. I motsatt fall kan man avlese verdier som 1 - 2 mg for lave. Verdiene for Hovseter ligger høyere enn verdiene for Søren Jaabeks gate. Dette skyldes trolig at ammoniumkonsentrasjonen er høyere i vannet fra Hovseter, og at det dermed tar lengre tid før ammoniakk-konsentrasjonen i elektrodevæsken er i likevekt med konsentrasjonen i vannprøven.

4.4 Timevariasjoner for ammonium og total fosfor

I Søren Jaabeks gate avløpsfelt ble det tatt prøver med automatisk prøvetaker hvert 15 minutt over et døgn fra 23.08. til 24.08.83. Prøveflaskene var tilsatt konserveringsvæske på forhånd. Prøvene ble samlet til timeblandprøver som ble analysert på fri ammonium og total fosfor. Resultatene er gjengitt i figur 13.



Figur 13. Timevariasjoner for ammonium og total fosfor. Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

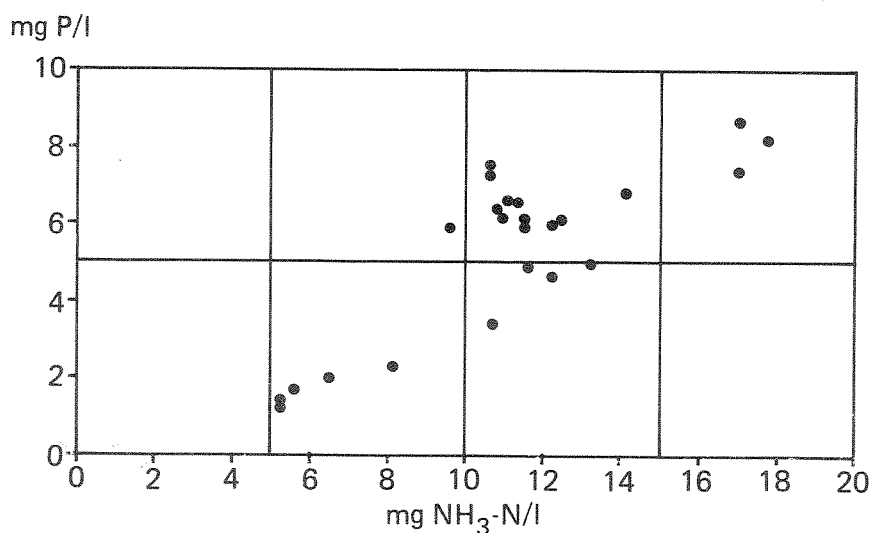
Ut fra ammoniumverdiene kan man se når folk står opp, når de kommer hjem fra jobb, og når de går til sengs. De noe lavere ammoniumkonsentrasjon ved 20-tiden tyder trolig på at en del mennesker ser på Dagsrevyen, mens de høyere verdier senere på kvelden viser at folk går på toalettet før de legger seg. Man kan således si at ammoniumkonsentrasjonene avspeiler den menneskelige døgnrytme.

Fosforverdiene varierer stort sett etter samme mønster som ammoniumverdiene, men med to unntak. For det første ser det ut til at fosforkonsentrasjonen øker ved 12-tida. Denne økningen kan skyldes industriutslipp, men kan også skyldes utslipp fra private vaske- og oppvaskmaskiner. For det andre viser ikke fosforverdiene en økning sent på

kvelden før folk går til sengs. Den økning er karakteristisk for menneskelig aktivitet, og kan også sees på figur 7 og 8.

Figur 13 tyder på at ammonium beskriver den menneskelige forurensningsproduksjon mer spesifikt enn total fosfor. Figuren bygger imidlertid på et lite datamateriale, så denne konklusjon må nødvendigvis bli noe usikker.

I figur 14 er ammonium- og fosforverdiene fra figur 13 plottet mot hverandre. Figuren viser at det er relativt god korrelasjon mellom ammonium og total fosfor, til tross for de påpekte forskjeller i figur 13.



Figur 14. Sammenheng mellom konsentrasjonen av ammonium og total fosfor i 24 timeblandprøver fra Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

4.5 Døgnvariasjoner for ammonium og andre forurensningsparametre

4.5.1 Forsøksopplegg

Døgnvariasjoner for ammonium og andre forurensningsparametre ble undersøkt i Søren Jaabeks gate avløpsfelt i perioden 18. - 25. august 1983. I denne perioden ble mengdeproporsjonale vannprøver tatt med ca. 20 minutters intervaller og samlet til døgnblandprøver. Døgnblandprøvene representerer en periode på 24 timer fra kl. 1000 én dag til kl. 1000

den påfølgende dag. Samtidig ble det foretatt målinger av ammonium etter fremgangsmåten beskrevet i pkt. 3. I forsøksperioden ble det også foretatt vannføringsmålinger hvert 5 minutt.

Døgnblandprøvene ble analysert på følgende parametre:

SS = suspendert stoff
 KOF = kjemisk oksygenforbruk
 TOC = total organisk karbon
 Tot-N = total nitrogen
 Tot-P = total fosfor
 COP = coprostanol.

Coprostanol dannes kun i tarmen hos mennesker og høyerestående dyr, og kan således benyttes som indikator på fekalt utslipp (4).

På grunn av vanskeligheter nevnt under pkt. 3.3.2. er ammoniummålingene noe usikre. Det er mulig at måleverdiene gjennomgående er for lave.

4.5.2 Konsentrasjonsvariasjoner

Tabell 3 viser konsentrasjonene i døgnblandprøvene for hvert av de 7 døgn i forsøksperioden. I tabellen er også angitt konsentrasjonene i % av middelkonsentrasjonen for hele forsøksperioden.

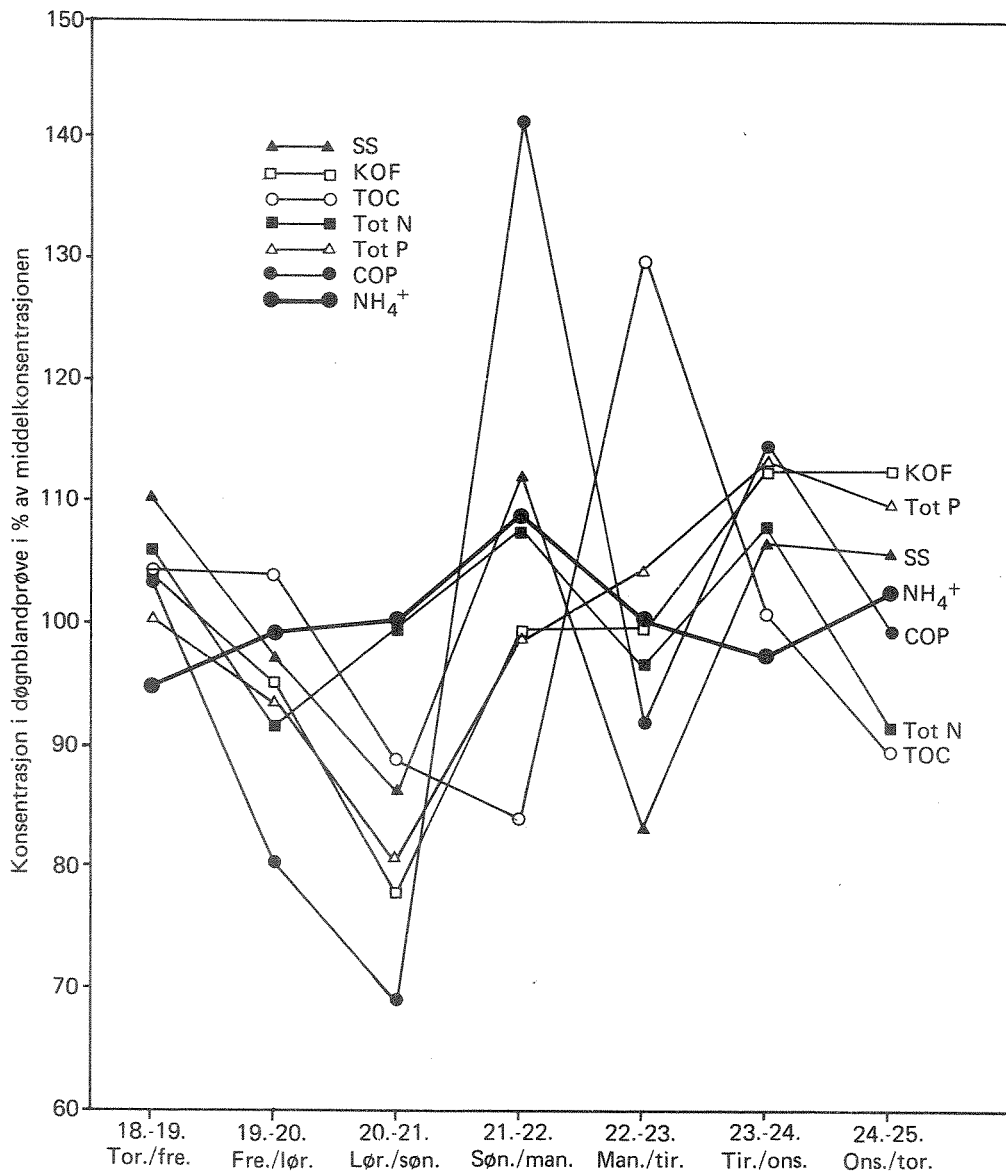
Tabell 3. Konsentrasjoner i døgnblandprøver fra Søren Jaabeks gate avløpsfelt 18. - 25. august 1983.

Dato	SS		KOF		TOC		Tot-N		Tot-P		COP		NH ₄ ⁺	
	mg/l	% ¹⁾	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	µg/l ²⁾	%	mg/l	%
18.-19.	119,0	110	240	104	42,4	104	26,4	106	5,5	101	338	103	10,8	95
19.-20.	105,0	97	220	95	42,3	104	22,8	92	5,1	93	263	80	11,3	99
20.-21.	93,0	86	180	78	36,1	89	24,8	100	4,4	80	225	69	11,4	100
21.-22.	121,0	112	230	99	34,2	84	26,8	108	5,4	99	463	142	12,4	109
22.-23.	90,0	83	230	99	52,8	130	24,0	96	5,7	104	300	92	11,4	100
23.-24.	115,0	106	260	112	41,0	101	26,8	108	6,2	113	375	115	11,1	97
24.-25.	114,0	105	260	112	36,4	89	22,8	92	6,0	110	325	99	11,7	103
Midl.	108,1	100	231,4	100	40,7	100	24,9	100	5,47	100	327	100	11,4	100

1) Konsentrasjon i % av middelkonsentrasjonen.

2) Middelvei av 2 parallelle målinger.

Figur 15 viser hvordan konsentrasjonen i % av middelkonsentrasjonen varierer for hver parameter i forsøksperioden.



Figur 15. Konsentrasjon i døgnblandprøver i % av middelkonsentrasjonen for perioden 18. - 25. august. Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

Figur 15 gir ikke umiddelbart inntrykk av god korrelasjon mellom de ulike parametrene. Det er riktignok en tendens til avtagende verdier mot ukeslutt og så tiltagende verdier deretter, men man kan ikke si at figuren avtegner et klart og entydig bilde.

COP, TOC og tildels SS skiller seg ut. COP og SS ser ut til å variere i takt, og dette kan tyde på coprostanolverdiene er avhengig av partikkelinnholdet i vannet. Adsorpsjon av coprostanol på partikulært materiale er kjent fra litteraturen (4) og (38). Variasjonene i TOC-verdiene er vanskelige å forklare.

KOF og Tot-P synes å være det parameterpar som viser best variasjons-samsvar, mens NH_4^+ og Tot-N bare delvis viser sammenfallende variasjoner. Konsentrasjonen av NH_4^+ viser heller ikke god korrelasjon med andre parametre.

Ammonium utgjør i gjennomsnitt ca. 46 % av total nitrogen, og det er langt mindre enn verdier angitt i tabell 2. Forklaringen kan være at de målte ammoniumkonsentrasjoner er for lave, se pkt. 3.3.2. Den midlere ammoniumkonsentrasjon burde ha vært minst 20 mg N/l, og ikke ca. 11 mg N/l dersom resultatene skulle ha vært i samsvar med verdiene i tabell 2.

4.5.3 Variasjon i forurensningsmengder

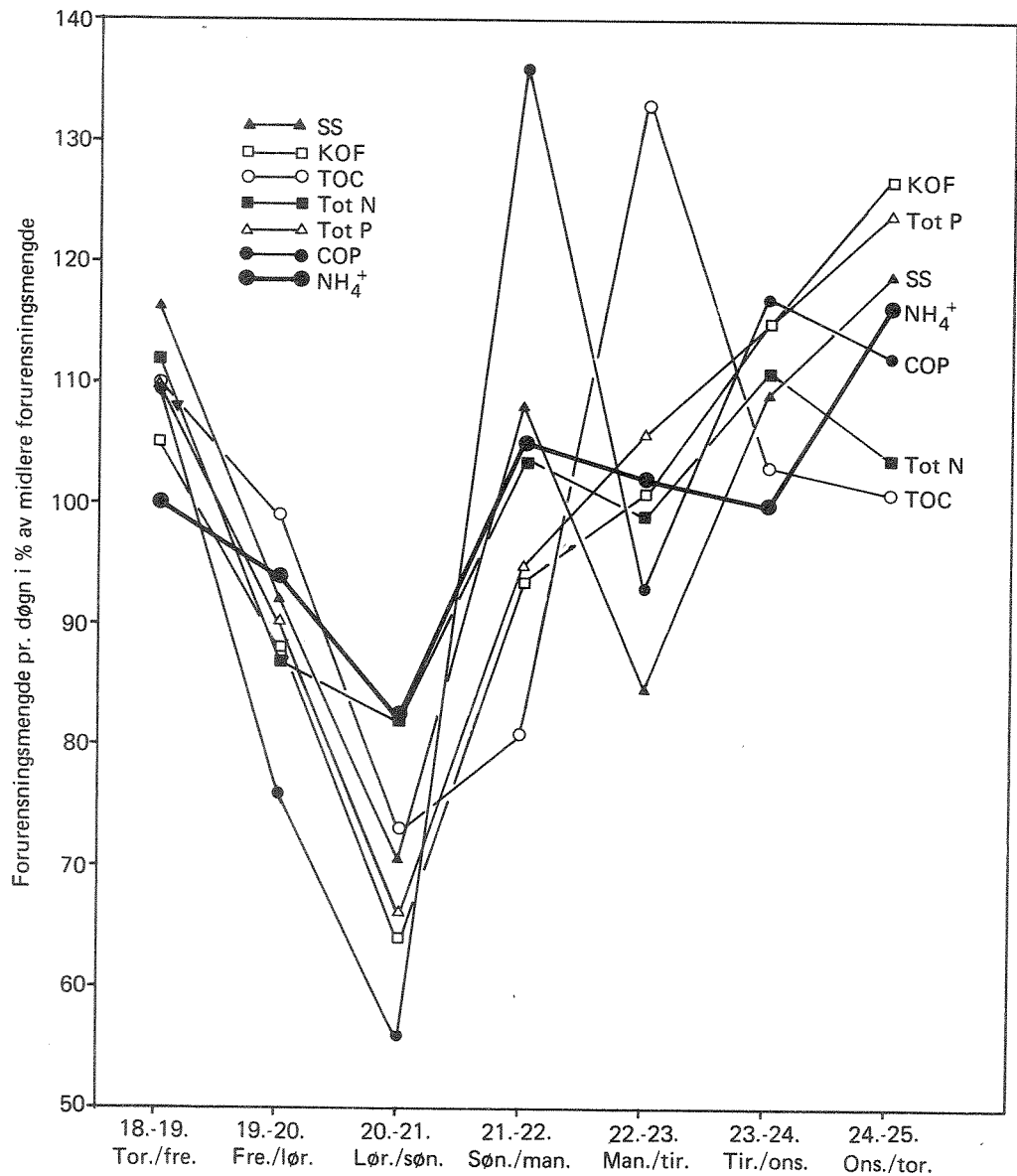
For hver parameter er forurensningsmengde pr. døgn beregnet for hvert av de 7 døgn i forsøksperioden. Beregningene fremkommer ved å multiplisere konsentrasjonen i døgnblandprøvene med den midlere vannføring for samme tidsintervall. Resultatene er sammenstilt i tabell 4. Tabellen angir også forurensningsmengdene i % av den midlere forurensningsmengde for hele forsøksperioden.

Tabell 4. Forurensningsmengder pr døgn. Søren Jaabeks gate avløpsfelt 18. - 25. august 1983.

Dato	Vannf. l/s	SS		KOF		TOC		Tot-N		Tot-P		COP		NH_4^+	
		mg/l	% ¹⁾	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
18.-19.	34,88	4151	116	8371	109	1479	110	921	112	192	105	11,79	109	377	100
19.-20.	31,46	3303	92	6921	90	1331	99	717	87	160	88	8,27	76	355	94
20.-21.	27,19	2529	71	4894	64	982	73	674	82	120	66	6,12	56	310	82
21.-22.	31,98	3870	108	7355	96	1094	81	857	104	173	95	14,81	136	397	105
22.-23.	33,80	3042	85	7774	101	1785	133	811	99	193	106	10,14	93	385	102
23.-24.	33,94	3903	109	8824	115	1392	103	910	111	210	115	12,73	117	377	100
24.-25.	37,49	4274	119	9747	127	1365	101	855	104	225	124	12,18	112	439	116
Midl.	32,96	3582	100	7698	100	1347	100	821	100	182	100	10,86	100	377	100

1) Forurensningsmengder i % av midlere forurensningsmengde.

Figur 16 viser forurensningsmengde pr døgn i % av midlere forurensningsmengde for hver forurensningsparameter.



Figur 16. Forurensningsmengder pr døgn i % av midlere forurensningsmengde for perioden 18. - 25. august 1983. Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

TOC, COP og SS skiller seg ut i figur 16 som i figur 15. Dels varierer disse parametrene mer eller mindre i utakt med de andre parametrene, dels viser de større variasjonsbredder. Det er ingen umiddelbar forklaring på disse avvik.

Ser man bort fra TOC, COP og SS avtegner figur 16 et klarere og mer entydig bilde enn figur 15. Figuren viser at forurensningsproduksjonen øker eller mindre jevnt mot midten av uken, for deretter å avta ganske brått mot ukesslutt. Variasjonsmønsteret beskriver således et forventet forløp.

Med unntak av døgnene 23. - 24. og 24. - 25. varierer ammoniumverdiene stort sett etter samme mønster som total nitrogen. Forløpet avviker noe fra variasjonsmønsteret for KOF og Tot-P, som er det parameterpar som viser best samsvar innbyrdes. Årsaken til dette avviket er ikke kjent.

4.5.4 Forurensningsmengder og spesifikke tall

Statens forurensningstilsyn, SFT, har i "Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg" (32), angitt følgende spesifikke tall for forurensning i spillvann fra husholdninger:

Biokjemisk oksygenforbruk (BOF ₇)	70 g/p·d
Biokjemisk oksygenforbruk (BOF ₅)	60 g/p·d
Fosfor (Tot-P)	2,5 g/p·d
Nitrogen (Tot-N)	12 g/p·d
Suspendert stoff (SS)	80 g/p·d.

Som spesifikk spillvannsavrenning for husholdninger anbefaler retningslinjene 200 l/p·d, dersom målinger ikke tilsier noe annet.

Hovind og Paulsrud (1983) har foretatt en sammenstilling av BOF₇- og TOC-verdier i innløpsvann på kommunale avløpsrensaneanlegg, og angir følgende sammenheng mellom BOF₇ og TOC:

$$\text{BOF}_7 = 0,272 + 2,455 \text{ TOC}$$

Etter denne ligning vil en BOF₇-verdi på 70 g/p·d tilsvare en TOC-verdi på 28,4 g/p·d. Dette samsvarer bra med resultater i (28) der sammenhengen mellom BOF₅ og TOC angis ved:

$$\text{BOF}_5 = 11,6 + 1,875 \text{ TOC.}$$

Etter denne ligningen vil en BOF_5 -verdi på 60 g/p·d tilsvare en TOC-verdi på 25,8 g/p·d.

Forholdet mellom BOF_7 og KOF angis ofte som 1:2. Det spesifikke tall for KOF skulle således bli 140 g/p·d. I (29) og (30) er det foretatt målinger av KOF, Tot-P og Tot-N i innløpsvann til kommunale rensaneanlegg. Forholdene KOF/Tot-P og KOF/Tot-N var i gjennomsnitt henholdsvis 47,7 og 10,4 i 28 døgnblandprøver og 25 ukeblandprøver. Med utgangspunkt i spesifikke tall for fosfor og nitrogen tilsvarende dette spesifikke tall for KOF på 119 - 125 g/p·d.

Man har ikke funnet spesifikke tall for ammonium i litteraturen. I følge tabell 2 utgjør ammonium 78 - 100 % av Tot-N, som tilsvarende spesifikke tall for ammonium på 9,4 - 12,0 g/p·d.

I litteraturen finnes en del spesifikke tall for coprostanol, men tallene varierer mye. Walker (1982) angir det spesifikke tall til 0,2 - 1,0 g/p·d.

Med utgangspunkt i disse spesifikke tall, er tabell 5 utarbeidet.

Tabell 5. Forurensningsmengder og spesifikke tall for Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

	Spesifikke tall (g/p·d) ¹⁾	Midlere forurensningsmengde (g/d) ²⁾	Forurensningsbelastning (pe) ³⁾	Forurensningsbelastning i % av antall PE (PE = 12386)	Forurensningsbelastning i % antall personer (p = 7232)	Spesifikke tall for Søren Jaabeks gate avløpsfelt (g/p·d)
SS	80	309485	3869	31	53	42,8
KOF	119-140	665107	4751-5589	38-45	66-77	92,0
TOC	25,8-28,4	116381	4098-4511	33-36	57-62	16,1
Tot-N	12,0	70934	5911	48	82	9,8
Tot-P	2,5	15725	6290	51	87	2,2
COP	0,2-1,0	938	938-4692	8-38	13-65	0,13
NH ₄ ⁺	9,4-12,0	32573	2714-3465	22-28	38-48	4,5
Vannføring	200 l/p·d	2847744 l/d	14 239	115	197	394

1) Hentet fra teksten foran.

2) Hentet fra tabell 4.

3) Fremkommer ved å dividere 2) med 1).

Som det fremgår av tabellen utgjør de ulike parametre ganske forskjellige forurensningsbelastning målt i antall pe. Tallene for coprostanol skiller seg klart ut. Beregningene i tabell 5 tyder på at det spesifikke tall for denne parameter er langt nærmere 0,2 g/p·d enn 1,0 g/p·d. Dette er imidlertid ikke samsvar med (4) som angir specifikt tall for coprostanol på 0,86 g/p·d. Konklusjonen må derfor bli at det er stor usikkerhet knyttet til de spesifikke tall for coprostanol.

Ser man bort fra coprostanol tilsvarer forurensningsbelastningen ca. 35 - 40 % av det totale antall personenheter, eller ca. 60 - 65 % av antall personer i avløpsfeltet. Disse relativt lave forholdstall kan forklares ved at avløpsvann lekker ut av avløpsledningene, eller ved at de oppgitte tall for antall personer og personekvivalenter er for høye. Disse tall skriver seg fra folketellingen i 1973/74, og er i følge Oslo vann- og kloakkvesen trolig for høye, også for industri (27).

Verdiene for ammonium ligger godt under verdier for de andre parametrene, når coprostanol holdes utenfor. Her skal imidlertid understrekes at de angitte spesifikke tall for ammonium, 9,4 - 12,0 g/p·d, ikke bygger på et omfattende tallmateriale. Videre har de undersøkelsene som er gjennomført i Søren Jaabeks gate avløpsfelt hatt et klart begrenset omfang. Man kan derfor ikke se bort fra at avvikene kan bli mindre om det fremskaffes et mer omfattende datamateriale for ammonium.

Fosfor er den parameter som viser de mest tilforlidelige verdier i tabell 5. Bytter man ut det spesifikke tall på 2,5 g/p·d med de spesifikke tall referert under pkt. 1,1, dvs. 2,84 g/p·d og 2,1 g/p·d, endres forurensningsbelastningen i % av antall personer fra 87 % til henholdsvis 77 % og 104 %.

4.6 Diskusjon

Hydrolyse av urea synes ikke å forløpe så hurtig at alt urea er omdannet til ammonium før det er aktuelt å foreta målinger i avløpsvann. I ferskt avløpsvann er derfor konsentrasjonen av ammonium ustabil, og kan øke flere timer etter prøvetaking. Foretas målingene før hydro-

lyse er fullstendig, vil man altså måle for lave ammoniumverdier. Resultatene bygger ikke på nok materiale til å angi hydrolyseforløpets hastighet, eller å kvantifisere forløpets betydning for måling av ammonium.

Ser man bort fra effekten av urea-hydrolyse, ser ammonium ut til å være en relativt stabil forbindelse i avløpsvann innenfor de tidsrammer som er aktuelle. Verken nitrifikasjon eller andre fysiske, kjemiske, eller biologiske prosesser har i praksis innvirkning på måling av ammoniumkonsentrasjonen. Nitrifikasjon, dvs. biologisk oksydasjon av ammonium/ammoniakk, vil selvsagt etter hvert få vesentlig innflytelse på ammoniumkonsentrasjonen i vannprøven. Nitrifikasjonsprosessen vil imidlertid ikke komme ordentlig i gang før tidligst etter 1 døgn, og vil derfor være av liten betydning i denne sammenheng.

Ved måling av ammoniumkonsentrasjoner i vann, må den ionselektive elektroden stå i kontakt med vannprøven en tid før stabil måleverdi kan avleses. Figur 12 antyder at kontakttiden bør være ca. 10 minutter, men den vil variere med ammoniumkonsentrasjonen, og med elektrodens, elektrodevæskens, og elektrodemembranens alder. Resultatene i figur 12 tyder imidlertid på at man bør regne med minst 10 minutters kontakttid, og det innebærer at man ikke kan foreta målinger hyppigere enn ca. hvert 10. minutt om man benytter utstyr som beskrevet under pkt. 3. Denne konklusjon innebærer at målehyppigheten beskrevet under pkt. 3.3.2. (5 minutter) er for høy, og at de målte verdier av den grunn er for lave.

Med utstyret vist på figur 4 er det likevel mulig å foreta målinger f.eks. hvert 5. minutt. Man må da installere to blandingskar, og la vippekaret tømmes vekselvis i det ene og i det andre. På den måten kan man oppnå en kontakttid på ca. 10. minutter, men utstyret vil da selvsagt kreve to ionselektive elektroder.

Figur 7, 8 og 13 viser at ammonium er en god kvalitativ forurensningsparameter. Variasjonene i ammoniumkonsentrasjonene avtegner et klart og entydig bilde av den menneskelige døgnrytme og forurensningsproduksjon. Resultatene tyder også på at ammonium beskriver endringer i forurensningsproduksjonen mer nøyaktig enn total fosfor. Det er imidlertid relativt bra korrelasjon mellom disse parametre på timebasis.

Mengden ammonium i avløpsvannet varierer fra ukedag til ukedag i grove trekk som for total fosfor og total nitrogen. Det er imidlertid registrert betydelige avvik også mellom fosfor og nitrogen. Det finnes ingen umiddelbar forklaring på avvikene, men det er sannsynlig at partikkelbinding og partikkelsedimentering er vesentlige faktorer. Det ser ut til at døgnvariasjonene for ammonium og total nitrogen er relativt mindre enn for andre forurensningsparametre. Forklaringen kan nettopp være at nitrogenforbindelsene i mindre grad er bundet til partikler. Det ville i så fall tale for bruk av en nitrogenforbindelse som forurensningsparameter.

Ammonium utgjør kun 46 % av total nitrogen, mens litteraturen angir verdier på 80 - 100 %. Forklaringen kan som sagt være sen hydrolyse av urea og/eller gjennomgående for lave ammonium-målinger som resultat av mangelfull lutdoserings og pH-heving, eller for stor målehyppighet se pkt. 3.3.2. Selv om det skulle vise seg at ammonium i virkeligheten kun utgjør omlag halvparten av nitrogeninnholdet i vannet, burde man ikke uten videre forkaste ammonium som kvantitativ forurensningsparameter. Det faktum at ammonium kan måles nærmest kontinuerlig og det relativt gode samsvar med total fosfor på timebasis, tilsier at parameteren er verdifull og at den bør kunne utnyttes. Flere undersøkelser i mindre, og mer oversiktelige felt må gjennomføres, før det er mulig å angi hvordan ammonium best kan utnyttes som kvantitativ parameter.

4.7 Konklusjon

I ferskt avløpsvann kan ammoniumkonsentrasjoner øke med tiden som følge av hydrolyse av urea. Ammonium er ellers en relativt stabil forbindelse i avløpsvann, og påvirkes lite av nitrifikasjon eller andre fysiske, kjemiske eller biologiske prosesser innenfor de aktuelle tidsrammer.

Ammonium måles vanligvis med ionselektiv elektrode. Elektroden krever en kontakttid med vannet på ca. 10 minutter før stabil måleverdi kan avleses.

Ammonium i avløpsvann gir en god beskrivelse av den menneskelige døgnrytme og forurensningsproduksjon. Konsentrasjonsvariasjoner over døgnet viser relativt god korrelasjon med total fosfor.

På mengdebasis varierer ammonium fra dag til dag i grove trekk som total fosfor og total nitrogen. Betydelige avvik er imidlertid registrert, også mellom fosfor og nitrogen. Det spesifikke tall for ammonium er beregnet til 4,5 g N/p·d, men tallet er usikkert og sannsynligvis for lavt.

Flere undersøkelser i mindre og mer oversiktelige avløpsfelt bør gjennomføres for å kartlegge forholdet mellom ammonium og andre forureningsparametre mer detaljert.

5. TEMPERATUR OG LEDNINGSEVNE SOM FORURENSNINGSPARAMETRE

5.1 Innledning

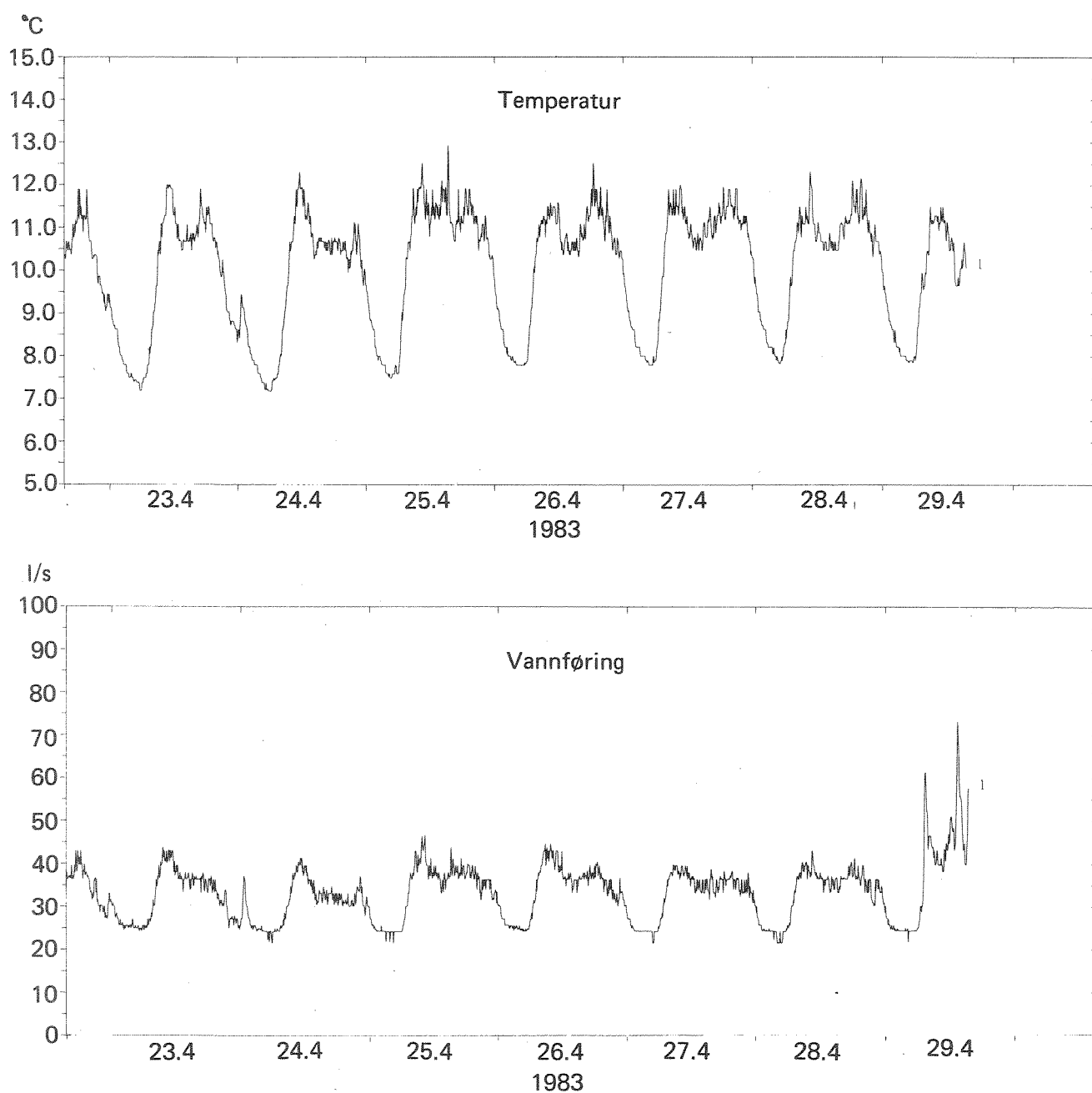
I avløpsfeltene Søren Jaabeks gate og Sydsbogen ble temperatur og ledningsevne målt i avløpsvannet. Det ble foretatt målinger hvert 5 minutt. Måleverdier ble lagret ved hjelp av datalogger.

Elektrodene for måling av temperatur og ledningsevne sto rett ned i vannstrømmen uten noen form for skjerming ved hjelp av sil e.l. Elektrodene ble rengjort, kontrollert og kalibrert hver uke.

Temperatur- og ledningsevne målinger ble gjennomført fordi de kunne foretas uten vesentlige merkostnader. Det har imidlertid ikke vært mulig å foreta en bearbeiding av disse måledata innenfor prosjektets økonomiske rammer. Her gis derfor bare en kort presentasjon av hovedinntrykkene av målingene.

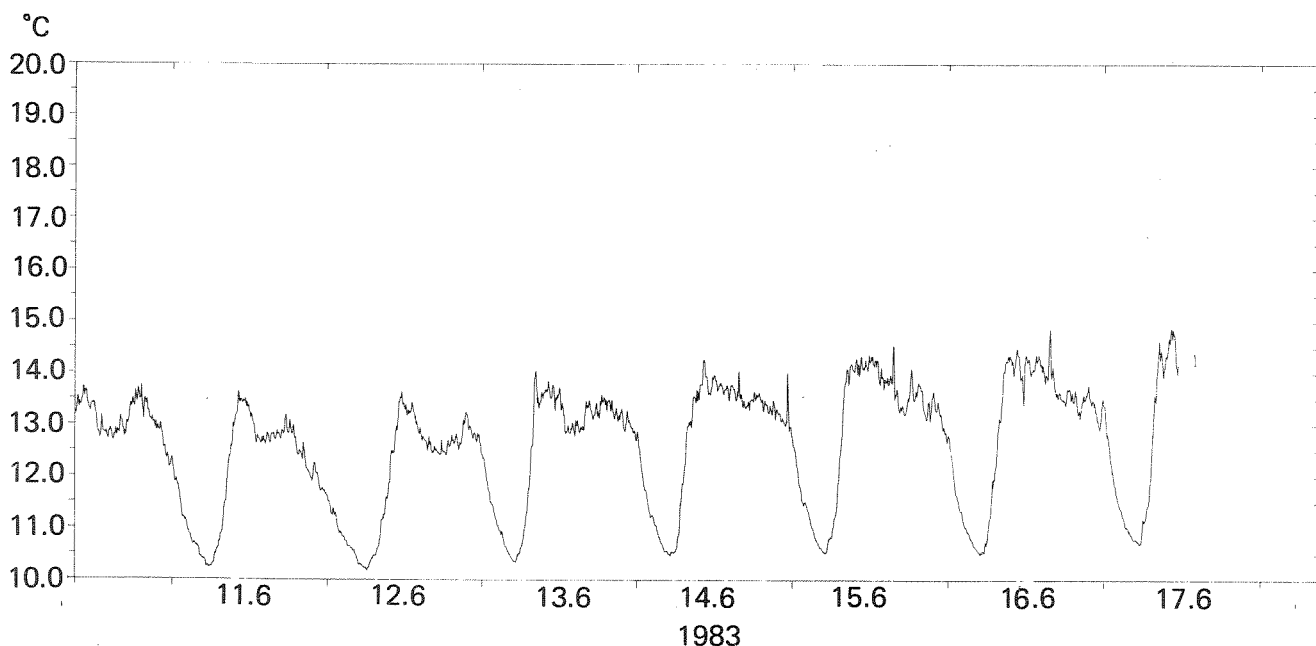
5.2 Temperatur

Figur 17 viser resultater av målinger av vannføring og temperatur i Søren Jaabeks gate avløpsfelt fra 22. til 29. april 1983.



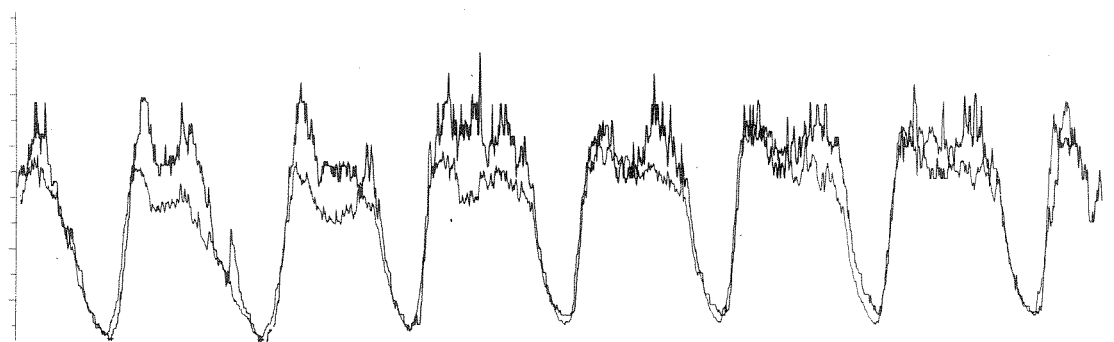
Figur 17. Temperatur og vannføring i Søren jaabeks gate avløpsfelt.
22. - 29. april 1984.

Temperaturforløpet i figuren følger den karakteristiske variasjonen i vannføring over døgnet. Temperaturforløpet går igjen med stor regelmessighet i den ca. 6 måneder lange måleperioden. Den eneste merkbare forandring i forløpet synes å være at minimumstemperaturen, og dermed også middeltemperaturen, øker som følge av høyere lufttemperatur. Denne tendens kan skimtes i figur 17, men fremkommer klarere ved sammenligning av figur 17 og 18. Figur 18 viser temperaturmålinger for perioden 10. - 17. juni. Disse målingene viser det samme mønster som målingene i figur 17, men minimumstemperaturen har steget fra 7,5 - 8,0 °C til 10 - 10,5 °C.



Figur 18. Temperaturmålinger i Søren Jaabeks gate avløpsfelt. 10. - 17. juni 1983.

Hvor godt samsvar det er mellom disse to seriene med temperaturmålinger får man et inntrykk av ved å legge figur 17 og 18 opp på hverandre. Dette er gjort i figur 19, hvor det også er tatt hensyn til at minimumstemperaturen er forskjellig for de to måleseriene.

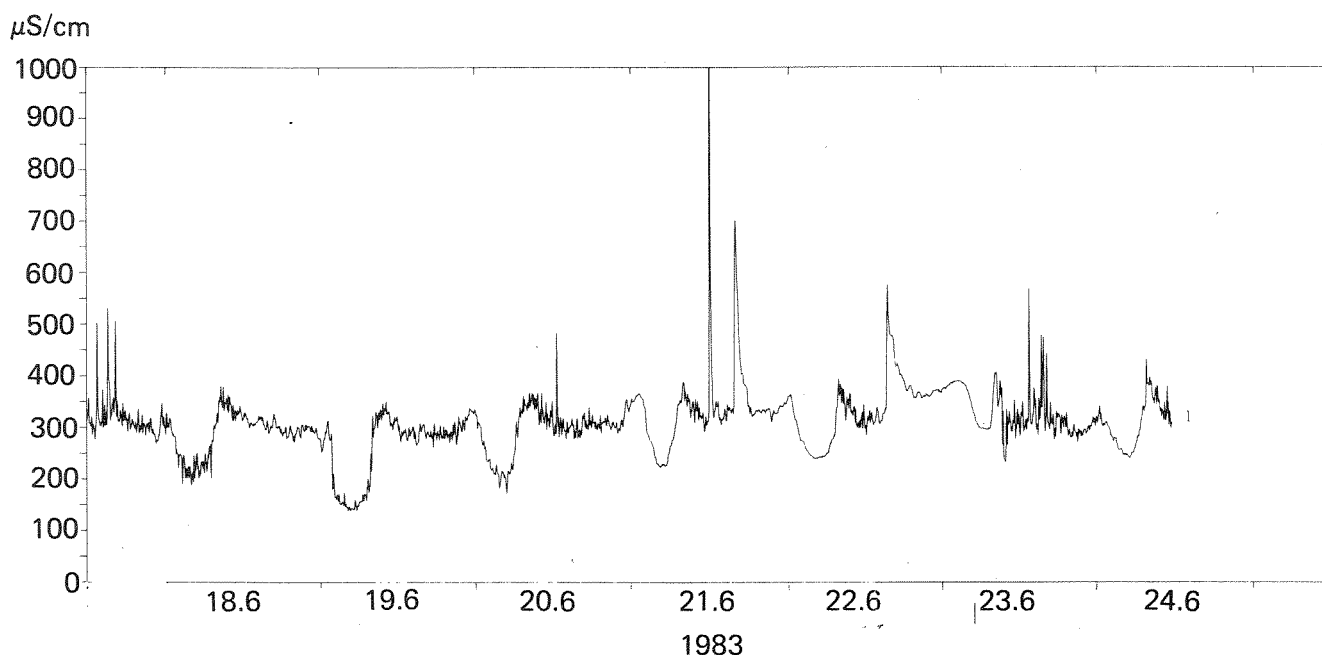


Figur 19. Temperaturmålinger pr perioden 22. - 29. april og 10. - 17. juni lagt over hverandre. Søren Jaabeks gate avløpsfelt.

Erfaringene har vært gode med temperaturmålingene. Målingene har som sagt vist systematiske, regelmessige variasjoner i hele måleperioden. Temperaturelektroden har fungert utmerket med ukentlig tilsyn, målingene har vært stabile, og behov for kalibrering av elektroden har vært svært lite.

5.3 Ledningsevne

Erfaringen med ledningsevne målingene er langt mindre oppløftende enn for temperaturmålingene. Ledningsevnen viser delvis det samme variasjonsmønster som temperaturen i figur 17 og 18, men oppviser i tillegg andre og store variasjoner som ikke kan forklares ved endringer i vannføringen. Figur 20 viser i så måte et typisk forløp for ledningsevne målingene.

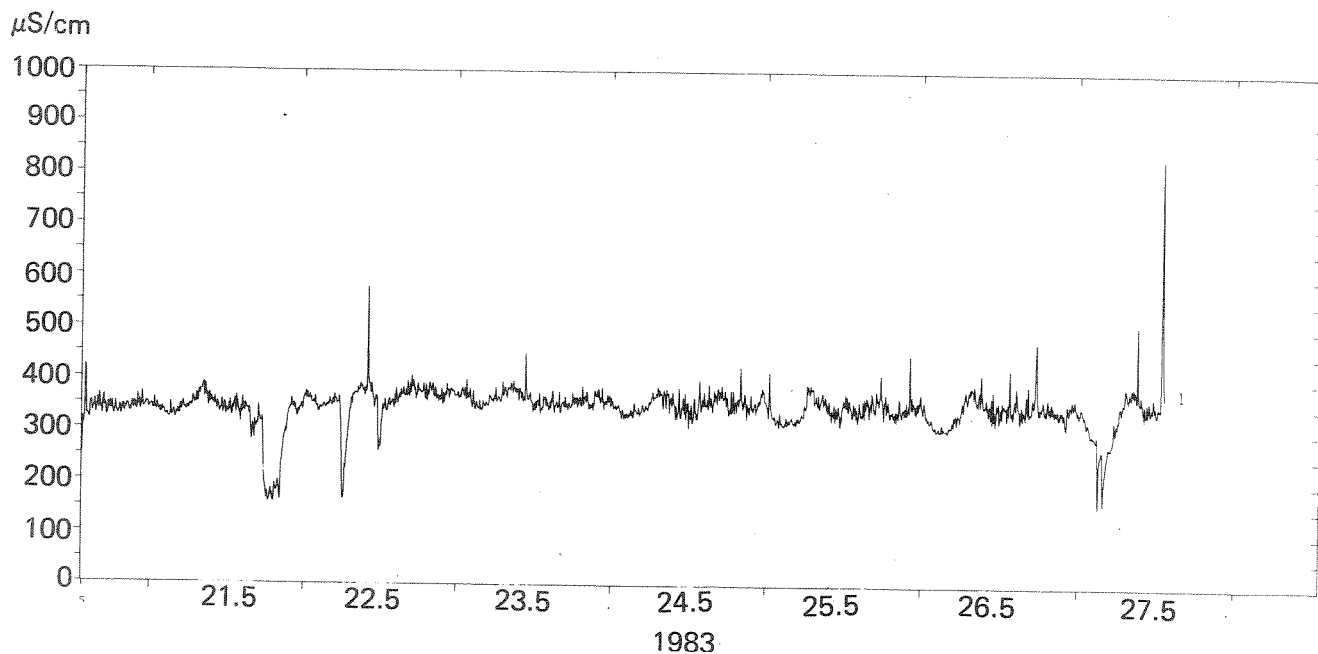


Figur 20. Ledningsevнемålinger i Søren Jaabeks gate avløpsfelt 17. - 24. juni 1983.

Måleverdiene i figur 20 synes å bli mer uregelmessige mot slutten av måleperioden. Disse store variasjonene kan som sagt ikke alene forklares ved endringer i vannføringen. Den mest sannsynlige forklaring er derfor at variasjonene skyldes at filler, papir o.l. legger seg på elektroden en tid, for senere å bli skyllet vekk. Dersom filler og papir kortslutter de to elektrodedelene, vil det bli målt for høye verdier. En annen forklaring kan være at variasjonene skyldes små utslipp med høye konsentrasjoner av løste salter. Det er trolig rimelig å anta at slike utslipp skjer i bedrifter, og ikke i husholdningene. Imidlertid er det registrert mange topper i ledningsevnen på ukedager og klokkeslett da virksomheten i industri og bedrifter er innstilt.

Ledningsevнемålingene forstyrres også av beleggdannelse på elektroden. Det kan gå flere dager før man kan merke effekten av beleggannelsen, men effekten kan også registreres etter bare noen minutter. Vannets innhold av fett, filler og papir, og andre ting som kan legge seg på elektroden vil avgjøre hvor hyppig elektroden må rengjøres.

Figur 21 viser ledningsevne­målinger i Søren Jaabeks gate i tiden 20. - 27. mai 1983. I denne måleperioden ble elektroden hurtig dekket med et belegg som forstyrret målingene. De karakteristiske variasjonene fra figur 20 er borte, og ledningsevnen viser med noen unntak en ganske stabil måleverdi.



Figur 21. Ledningsevne­målinger i Søren Jaabeks gate avløpsfelt. 20. - 27. mai 1983.

Figur 21 viser et vel så typisk forløp som figur 20 for ledningsevne­målingene i den ca. 6 måneder lange måleperioden.

5.4 Diskusjon

Vanntemperaturen ser ut til å variere etter et tildels meget systematisk mønster, som i tillegg avspeiler variasjoner i vannføringen. Vanntemperatur kan måles nøyaktig med et relativt enkelt og billig utstyr, og målingene er lite følsomme overfor miljøforhold som beleggdannelse og vannkvalitet. Disse forhold tilsier at vanntemperatur er en verdifull og interessant parameter som bør kunne utnyttes ved målinger av forurensningsmengder i avløpsvann.

Datamaterialet er kun overfladisk bearbejdet, så det er for tidlig å angi hvordan parameteren best kan utnytted. Man kan tenke seg å bruke vanntemperaturen både som en kvalitativ og kvantitativ parameter. I første tilfelle vil man bruke temperaturforløpet, minimumstemperatur, forholdet mellom minimums- og maksimumstemperatur m.m. til å angi vannføring og vannføringsvariasjoner, innlekking, forurensningsmengder o.l. om mulig. I det andre tilfellet kunne man tenke seg å bruke f.eks. kalorier som mål på vannføring eller forurensningsmengde.

Datamaterialet bør bearbejdes grundig og suppleres med data fra andre felt for å finne fram til hvordan vanntemperatur som parameter best kan utnytted.

Ledningsevne målingene har ikke oppvist de samme lovende resultater. Problemet med beleggdannelse kan reduseres ved hyppigere vedlikehold og bedre skjerming av elektroden. Resultatene tyder imidlertid på at ledningsevne elektroden bør rengjøres hyppig, kanskje opp til flere ganger hver dag, om man skal være sikker på at beleggdannelse ikke påvirker målingene. Et såpass strengt krav til vedlikehold er opplagt en stor ulempe. I tillegg viser ledningsevne målingene store variasjoner som det av og til er vanskelig å finne logiske forklaringer på.

5.5 Konklusjon

Vanntemperatur målingene har gitt meget lovende resultater. Vanntemperatur kan trolig bli en verdifull parameter ved måling av forurensningsmengder i avløpsvann. Videre bearbejding av datamaterialet må gjennomføres for å kartlegge hvordan temperatur målinger best kan utnytted.

Ledningsevne målingene har ikke gitt lovende resultater. Målingene byr på praktiske problemer fordi måle elektroden må rengjøres hyppig. Målingene ser heller ikke ut til å gi så entydig informasjon om avrenningsforholdne som f.eks. temperatur målingene.

6. LITTERATUR

- (1) Applegate, C.S. et al. (1980): Total nitrogen removal in a multi-channel oxidation system. *Journal of Water Pollution Control Federation* Vol. 52, No. 3, pp 568 - 577.
- (2) Arueste, G. (1980): Advanced municipal wastewater treatment by a single stage activated sludge system. *Progress in Water Technology*. Vol. 12, No. 5, pp 533 - 550.
- (3) Bengtsson, B.E. (år ukjent): A Simple Principle for Dosing Apparatus in Aquatic Systems. Section of Ecological Zoology. University of Umeå, Sweden.
- (4) Berglund, L. (1978): Analysemetode for coprostanol. En indikator på fekal forurensing. Rapport XK-20. Norsk institutt for vannforskning.
- (5) Brock, T.D. (1974): *Biology of microorganisms*. Second edition. Prentice-Hall Inc. ISBN: 0-13-076992-4
- (6) Caskey, W.H. and Tiedje, J.M. (1980): The Reduction of Nitrate to Ammonium by a *Clostridium* sp Isolated from Soil. *Journal of General Microbiology* Vol. 119, pp 217 - 223.
- (7) Chemistry of Nitrogen and Phosphorus in Water (1970): Committee report. Chairman P.L. McCarty. *Journal of American Water Works Association*. Vol. 62, 1970 pp 127 - 140.
- (8) Dugdale, V.A. and Dugdale, R.C. (1962): Nitrogen Metabolism in Lakes II. Role of Nitrogen Fixation in Sanctuary Lake, Pa. *Limnology and Oceanography* Vol. 7, 1962 p. 160.
- (9) Farrell, T.P. et al. (1973): Nitrogen removal by ammonia stripping U.S. Environmental Protection Agency. EPA-670/2-73-040.
- (10) Goering, J.H. and Neess, J.C. (1964): Nitrogen Fixation in Two Wisconsin Lakes. *Limnology and Oceanography*. Vol. 9, 1964 p.530.
- (11) Harremoës, P. et al (1977): Teoretisk vannhygiejne. Laboratoriet for teknisk Hygiene. ISBN: 87-502-0446-7.
- (12) Hovind, H. og Paulsrud, B. (1983): TOC ved utslippskontroll av organisk stoff fra kommunale rensesanlegg. Rapport 0-81012-01. Norsk institutt for vannforskning.
- (13) Irvine, R.L. et al. (1979): Sequencing batch treatment of wastewaters in rural areas. *Journal of Water Pollution Control Federation*. Vol. 51, No. 2, pp. 244 - 254.
- (14) Knudsen, C.H. og Rosendal, A. Red. (1971): Avløpsteknikk. Kompendium.

- (15) Kristiansen, R. (1981): Sand-Filter Trenches for Purification of Septic Tank Effluent: II The Fate of Nitrogen. *Journal of Environmental Quality*. Vol. 10, No. 3, pp. 358 - 360.
- (16) Lehninger, A.L. (1975): *Biochemistry*. Second edition. Worth Publishers, Inc. ISBN: 0-87901-047-9.
- (17) Lindholm, O. (1982): Tørrværsavsetninger i fellessystemrør. Fase I. VA-rapport 10/82, 0-82022. Norsk institutt for vannforskning
- (18) Lindholm, O. (1983): Tørrværsavsetninger i fellessystemrør. Fase II. VA-rapport 27/83. 0-82111. Norsk institutt for vannforskning.
- (19) Marshall, C.E. (1964): *The Physical Chemistry and Mineralogy of Soils*. Soil Material. Vol. 1. John Wiley and Son, New York 1964.
- (20) McLaren, A.D. and Peterson, G.H. (1967): *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker. New York 1967.
- (21) Mortensen, J.L. and Himes, F.L. (1965): Soil Organic Matter. In: *Chemistry of the Soil*. F.E. Bear, Ed. Reinhold, New York 1965.
- (22) Mount, D.I. and Brungs, W.A. (1967): A Simplified Dosing Apparatus for Fish Toxicology Studies. *Water Research* Vol. 1. pp. 21-29.
- (23) Nilsgård, V. (1977): Avløpsvannets mengde og sammensetning. Internt arbeidsnotat. Norsk institutt for vannforskning.
- (24) Olsson, E. (1967): Hushållsspillvannet - sammensetning och egenskaper. *Arbetshandling 1: 1967 från Byggforskningen*.
- (25) Painter, H.A. (1977): Microbial Transformation of Inorganic Nitrogen. *Progress in Water Technology*, Vol. 8, No 4/5 pp. 3-29.
- (26) Process design manual for nitrogen control (1975): U.S. Environmental Protection Agency. Technology Transfer.
- (27) Saltveit, N.A. (1984): Oslo vann- og kloakkvesen. Personlige samtaler.
- (28) Schaffer, R.B. et al (1965): *Journal of Water Pollution Control Federation* Vol. 27 p. 1545.
- (29) Skaugrud, Ø. (1981): Forurensningstilførsler og tilføringsgrad for Nesbyen renseanlegg. Rapport 15/81. Driftsassistanse ved kloakkrenseanleggene i Buskerud.
- (30) Skaugrud, Ø. (1981): Forurensningstilførsler og tilføringsgrad for Mjøndalen renseanlegg. Rapport 16/81. Driftsassistansen ved kloakkrenseanleggene i Buskerud.

- (31) Skjefstad, J. (1983): Spesifikk forurensningsproduksjon og røravlagringer. VANN nr. 2/83. side 104-107.
- (32) Statens forurensningstilsyn (1983): Retningslinjer for dimensjonering av avløpsrensaneanlegg TA-525.
- (33) Steensland, H. og Eimhjellen, K. (1973): Vann - rent og urent. Institutt for teknisk biokjemi. Norges tekniske høgskole 1973.
- (34) Stumm, W. (1967): Metal Ions in Aqueous Solution. In: Principles and Applications of Water Chemistry. J.V. Hunter and S.D. Faust Eds. John Wiley and Sons, New York (1967).
- (35) Sutton, P.M. og Jank, B.E. (1980): Nutrient removal in suspended growth systems without chemical addition. Journal of Water Pollution Control Federation Vol. 52, No. 1. pp. 98-109.
- (36) Vråle, L. (1981): Status for målinger av tilføringsgrad. SFT-rapport nr. 26.
- (37) Vråle, L. (1983): Spillvannstap fra oppsamlingsnett. Delrapport 1. VA-rapport 11/83. 0-81041. Norsk institutt for vannforskning.
- (38) Walker, R.W. et al (1982): Coprostanol as an indicator of fecal pollution. CRC Critical Reviews in Environmental Control. Vol. 12. No. 1, 1982, pp. 91-112.
- (39) Wiklander, L. (1965): Cation and Anion Exchange Phenomena. In: Chemistry of the Soil. F.E. Bear, Ed. Reinhold, New York 1965.